Sabrina Kerkhoff

DINÂMICA DO MERCÚRIO NA ESTRUTURA DO ECOSSISTEMA DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE ITAIPU

80
Hg
Mercury
200.59

Atena Editora
Ano 2024

Sabrina Kerkhoff

DINÂMICA DO MERCÚRIO NA ESTRUTURA DO ECOSSISTEMA DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE ITAIPU

Atena Editora
Ano 2024

MULTIDISCIPLINAR

Dinâmica do mercúrio na estrutura do ecossistema do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu

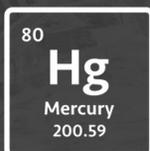
Diagramação: Ellen Andressa Kubisty
Correção: Jeniffer dos Santos
Indexação: Amanda Kelly da Costa Veiga
Revisão: A autora
Autora: Sabrina Kerkhoff

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

K39 Kerkhoff, Sabrina
Dinâmica do mercúrio na estrutura do ecossistema do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu / Sabrina Kerkhoff. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2024.

Formato: PDF
Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader
Modo de acesso: World Wide Web
Inclui bibliografia
ISBN 978-65-258-2690-5
DOI: https://doi.org/10.22533/at.ed.905242008

1. Ecologia de ecossistemas aquáticos. 2. Mercúrio. I. Kerkhoff, Sabrina. II. Título.

CDD 577.6

Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166

Atena Editora
Ponta Grossa – Paraná – Brasil
Telefone: +55 (42) 3323-5493
www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br

DECLARAÇÃO DA AUTORA

A autora desta obra: 1. Atesta não possuir qualquer interesse comercial que constitua um conflito de interesses em relação ao conteúdo publicado; 2. Declara que participou ativamente da construção dos respectivos manuscritos, preferencialmente na: a) Concepção do estudo, e/ou aquisição de dados, e/ou análise e interpretação de dados; b) Elaboração do artigo ou revisão com vistas a tornar o material intelectualmente relevante; c) Aprovação final do manuscrito para submissão.; 3. Certifica que o texto publicado está completamente isento de dados e/ou resultados fraudulentos; 4. Confirma a citação e a referência correta de todos os dados e de interpretações de dados de outras pesquisas; 5. Reconhece ter informado todas as fontes de financiamento recebidas para a consecução da pesquisa; 6. Autoriza a edição da obra, que incluem os registros de ficha catalográfica, ISBN, DOI e demais indexadores, projeto visual e criação de capa, diagramação de miolo, assim como lançamento e divulgação da mesma conforme critérios da Atena Editora.

DECLARAÇÃO DA EDITORA

DEDICATÓRIA

Dedico aos meus pais que sempre me auxiliaram, possibilitando a confecção deste trabalho, e acima de tudo a Deus, afinal a ele eu entrego, confio aceito e agradeço por tudo.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo Dom da vida e por sempre estar ao meu lado e ouvir minhas preces, me amparando nos momentos difíceis e por ter concedido a oportunidade de alcançar esta conquista.

Aos meus pais pelo apoio que sempre me proporcionaram. Obrigada por serem a minha referência e estarem sempre presentes na minha vida de uma forma indispensável. Agradeço especialmente a minha mãe que me acompanhou em muitas etapas do mestrado e que segurou a barra me oferecendo apoio nos momentos mais difíceis.

Ao meu orientador Prof.Dr. Dirceu Baumgartner pela colaboração e apoio no desenvolvimento deste trabalho, bem como a sua dedicação e conhecimentos repassado e à minha coorientadora Profª.Dr. Zuleica C. Castilhos pelas considerações importantíssimas que aprimoraram a pesquisa e a parceria proposta com o CETEM que viabilizou esta pesquisa.

À Patrícia e a Lilian do LEMA (CETEM), pelo apoio com as análises de Hg e pela recepção no período em que visitei o CETEM.

Ao TECLAB, em especial a Silvia Mara Haluch Berto pelo apoio com as análises taxonômicas do fitoplâncton e zooplâncton.

À Loana Mangolin pelo auxílio com a classificação taxonômica dos zoobentos, pela amizade cultivada, e pelas inúmeras conversas e momentos que ficaram marcados durante o mestrado.

Ao PPGCA e todos os professores pertencentes, bem como aos funcionários do GERPEL e INEO que colaboraram com o apoio logístico das coletas.

Aos que me acompanharam na coleta das amostras e aos que me auxiliaram no laboratório durante a preparação das amostras, em especial o Jean a Juliana e Adriana..

A minha banca de qualificação Prof. Dr. Sebastien e a Prof.ªMe. Adriana que colaboraram com suas sugestões e direcionamentos para o aprimoramento deste trabalho.

E finalmente, a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho. MUITO OBRIGADA!

RESUMO

Nas últimas décadas o intenso desenvolvimento de atividades econômicas e o crescimento populacional resultaram em uma maior pressão sobre os ecossistemas aquáticos. E entre as várias formas de contaminação do ambiente, a poluição por metais como o mercúrio (Hg) destaca-se como uma das fontes de preocupação para pesquisadores e órgãos governamentais, visto que pode resultar em problemas de saúde pública, por ser um agente teratogênico e afetar o sistema nervoso central, além disso, devem ser considerados os efeitos ambientais e econômicos. Baseado nesta problemática esta pesquisa objetivou estudar a dinâmica do Hg na estrutura do ecossistema aquático do reservatório de Itaipu em compartimentos representativos da cadeia trófica deste reservatório, a fim de analisar preliminarmente a ocorrência do processo de biomagnificação na cadeia trófica. A hipótese era que o Hg apresenta concentrações distintas nos diversos compartimentos e que o gradiente de concentração obedece ao mesmo sentido do fluxo da cadeia trófica na estrutura do ecossistema aquático. As amostragens foram realizadas nos meses de dezembro/2014, maio e agosto/2015, em um braço do reservatório de Itaipu, situado na cidade de São Miguel do Iguaçu (PR), contemplando três pontos. Os compartimentos analisados quanto ao Hg total foram o sedimento, fitoplâncton, zooplâncton, zoobentos e comunidade íctica, abrangendo três espécies de hábitos alimentares diferentes, sendo elas o *Hypophthalmus edentatus* (filtrador), o *Pterodoras granulosus* (onívoro) e o *Cichla monoculus* (piscívoro). As análises de Hg total foram realizadas por espectrofotometria de absorção atômica, foi realizada uma análise de variâncias (ANOVA) não paramétrica, para determinar se havia diferença na concentração de mercúrio dos diferentes componentes do ecossistema. Os resultados apontaram diferenças significativas entre os grupos analisados, sendo as maiores concentrações de Hg total detectadas para o fitoplâncton (145,08 $ng.g^{-1} \pm 83,77$), seguido do zooplâncton (87,62 $ng.g^{-1} \pm 25,58$), zoobentos (32,59 $ng.g^{-1} \pm 40,56$), sedimento (8,69 $ng.g^{-1} \pm 3,12$) e peixes (1,59 $ng.g^{-1} \pm 1,48$). No compartimento peixes, as maiores concentrações foram observadas para o de hábito filtrador (*H. edentatus*) com 3,2 $ng.g^{-1}$, sendo seguido pela espécie piscívora (*C. monoculus*) com 0,95 $ng.g^{-1}$ e onívora (*P. granulosus*) com 0,35 $ng.g^{-1}$. Não foi detectada relação significativa entre o comprimento padrão e as concentrações de Hg total para as espécies analisadas. A análise preliminar quando ao processo de biomagnificação demonstrou que as concentrações mais elevadas de Hg total em compartimentos de base de cadeia alimentar (fitoplâncton) e as concentrações mais baixas de Hg total em organismos topo de cadeia (peixes) indicam que provavelmente as condições biogeoquímicas deste ambiente não sejam propicias à metilação e biomagnificação do Hg.

PALAVRAS-CHAVE: ecossistema aquático; metal pesado; mercúrio; bioacumulação; biomagnificação.

ABSTRACT

In recent decades the intensive development of economic activities and population growth resulted in greater pressure on aquatic ecosystems. And among the various forms of environmental contamination, pollution by metals such as mercury (Hg) stands out as one of the cause of concern for government researchers and agencies, as it can result in health problems, as a teratogenic agent and affect the central nervous system, furthermore, should be considered the environmental and economic effects. Based on this problem this research objectified to study the dynamics of Hg in the structure of the aquatic ecosystem of the Itaipu reservoir representative compartments of the trophic chain of this reservoir in order to preliminarily analyze the occurrence of biomagnification process in the trophic chain. The hypothesis was that the Hg presents different concentrations in different compartments and the concentration gradient obeys the same direction of flow of the food chain in aquatic ecosystem structure. Samples were collected in the months of December/2014, May and August/2015 in an arm of the Itaipu reservoir, located in São Miguel do Iguaçu, Brazil, covering three points. The compartments analyzed for total Hg were the sediment, phytoplankton, zooplankton, zoobenthos and fish community, including three species of different eating habits, they being the *Hypophtalmus edentatus* (slicer), *Pterodoras granulosus* (omnivorous) and *Cichla monoculus* (piscívoro). Total Hg analyzes were performed by atomic absorption spectrophotometry a variance analysis (ANOVA) nonparametric was conducted to determine if there were differences in mercury concentration of the different components of the ecosystem. The results showed significant differences among the groups with the largest total Hg concentrations detected for phytoplankton (145,08 $ng.g^{-1}$ ± 83.77), followed by zooplankton (87,62 $ng.g^{-1}$ ± 25,58), zoobenthos (32.59 $ng.g^{-1}$ ± 40,56), sediment (8.69 $ng.g^{-1}$ ± 3,12) and fish (1,59 ± 1.48 $ng.g^{-1}$). In the fish compartment, the highest concentrations were observed for the filtrador habit (*H. edentatus*) with 3,2 $ng.g^{-1}$, followed by piscivorous species (*C. monoculus*) with 0,95 $ng.g^{-1}$ and omnivorous (*P. granulosus*) 0,35 $ng.g^{-1}$. It was detected significant relationship between the standard length and total Hg concentrations for the species analyzed. Preliminary analysis when the Biomagnification process showed that higher concentrations of total Hg in the food chain base compartments (phytoplankton), and the lowest concentrations of total Hg chain top bodies (fishes) indicate that probably biogeochemical conditions of this environment are not conducive to methylation and biomagnification of Hg.

KEYWORDS: aquatic ecosystem; heavy metal; mercury; bioaccumulation; biomagnification.

SUMÁRIO

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas o intenso desenvolvimento de atividades econômicas e o crescimento populacional resultaram em uma maior pressão sobre os recursos naturais. Deste modo, atualmente são raros os ecossistemas aquáticos livres de interferências antrópicas, as quais têm sido consideradas as principais responsáveis pela contaminação de desses ambientes por compostos persistentes, biodegradáveis, dissipáveis, além de resíduos sólidos (GOULART e CALLISTO, 2003).

Entre os vários compostos persistentes lançados no ambiente aquático, os metais tóxicos geram uma grande preocupação entre pesquisadores e órgãos governamentais envolvidos no controle de poluição, visto que podem resultar em problemas ambientais, sociais e econômicos (OLIVEIRA *et al*., 2001).

A poluição por metais tóxicos é considerada uma das mais graves, já que suas consequências abrangem efeitos de curto, médio e longo prazo. Além disso, a remoção deste tipo de poluente do ambiente é complexa, principalmente tratando-se de grandes áreas contaminadas (PEREIRA e QUINÁIA, 2007).

A presença de altas concentrações de metais tóxicos em um ambiente aquático pode comprometer características elementares da fauna e flora aquática e o caráter acumulativo destes contaminantes pode afetar a saúde dos consumidores finais de produtos provenientes do meio aquático. Como ocorre comprovadamente no caso do mercúrio (Hg) a partir do consumo de pescados, devido ao aumento das concentrações devido aos processos de bioacumulação e biomagnificação.

A bioacumulação direta compreende o processo de acumulação de um contaminante em relação à água e a biomagnificação é o processo de transferência de contaminantes através da cadeia trófica, ocorrendo a amplificação da acumulação de um nível trófico para o outro (CASTILHOS e RODRIGUES, 2008).

O mercúrio é um metal-traço presente nos ecossistemas aquáticos, se apresentando na forma inorgânica e orgânica. O metilmercúrio (MeHg) é uma das formas orgânicas do Hg, e considerada altamente tóxica aos seres humanos (CASTRO, 2006). Além disso, o Hg pode ser transportado por longas distâncias em escala global, via atmosfera, e portanto, a contaminação não está limitada aos locais próximos às fontes pontuais, como a mineração (MUNTHE *et al.,* 2007).

No ecossistema aquático, a dinâmica do Hg é complexa, pois depende de variáveis físico-químicas e biológicas, tendo diferentes comportamentos de acordo com a dinâmica do ecossistema, incluindo seus diversos compartimentos (sedimento, água, fitoplâncton, zooplâncton, zoobentos e peixes herbívoros, onívoros e piscívoros). A análise destes compartimentos possibilita a compreensão dos caminhos percorridos por esse metal, para que a gestão de recursos hídricos seja realizada com o manejo da ingestão pelas comunidades ribeirinhas e das possíveis medidas de prevenção e controle desta contaminação.

O processo de contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos deve ser analisado levando-se em consideração o fato de que as características biogeoquímicas atuantes nesses sistemas resultam em uma maior mobilização e biodisponibilidade do mercúrio para incorporação na cadeia alimentar (LACERDA e MALM 2008). Sendo que alguns ambientes e condições contribuem para maximizar os mecanismos de metilação e complexação orgânica do mercúrio, resultando em processos de contaminação diferenciados, portanto a organificação do mercúrio acelera a biomagnificação na cadeia alimentar e maximiza seus efeitos sobre riscos em ecossistemas naturais e a saúde humana, já que os organismos topo de cadeia do ecossistema aquático (peixes) são normalmente consumidos pela população (NASCIMENTO, 2006).

Um dos ecossistemas mais importantes da região do oeste do Paraná é o reservatório de Itaipu que abriga projetos sociais relacionados ao estímulo à produção de peixes, com vistas a proporcionar melhores condições de vida à população local. Por ano, cerca de 1.300 toneladas de peixe são capturadas pela pesca artesanal e esse quadro em relação a pesca no reservatório de Itaipu tende a ser ampliado por programas e projetos como o “Cultivando água boa” e “Mais peixes em nossas águas” os quais visam fomentar a pesca e aquicultura de organismos aquáticos de forma sustentável (ITAIPU, 2015).

Todavia na região ainda são escassos os trabalhos voltados para a avaliação de contaminantes como o Hg no ecossistema aquático do reservatório, evidenciando, portanto a importância desse estudo, uma vez que proporciona informações à respeito do Hg total neste ambiente que podem servir de referência inicial para o monitoramento do ambiente quanto ao Hg.

Portanto, este trabalho propõe realizar uma avaliação quanto as concentrações de Hg total em alguns elos da cadeia alimentar desse ecossistema. Para isso, foram abrangidos desde os organismos produtores, consumidores primários, secundários e terciários, assim como o meio físico do reservatório.

Desta forma, a pesquisa busca testar a hipótese de que o Hg total apresente concentrações distintas nos diversos compartimentos do ecossistema aquático e que o gradiente de concentração obedece ao mesmo sentido do fluxo cadeia trófica na estrutura do ecossistema aquático, ou seja, que as concentrações aumentem conforme os níveis tróficos.

OBJETIVOS

2.1 GERAL

Estudar a dinâmica do Hg total na estrutura do ecossistema aquático de um braço do reservatório de Itaipu, identificando as concentrações de Hg total presentes em alguns dos compartimentos da cadeia trófica do reservatório, a fim de analisar preliminarmente a possibilidade de ocorrência do processo de metilação e consequentemente a biomagnificação ao longo da cadeia trófica.

2.2 ESPECÍFICOS

- Avaliar as concentrações de Hg total em diferentes matrizes ambientais;
- Avaliar a ocorrência ou ausência do processo de biomagnificação;
- Identificar possíveis relações entre parâmetros biológicos e as concentrações de Hg total;
- Caracterizar os parâmetros físico-químicos e climatológicos da região estudada para avaliar possíveis relações de fatores abióticos com a dinâmica do Hg.

REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 POLUIÇÃO HÍDRICA

A Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/81) define a poluição hídrica como qualquer alteração química, física ou biológica que possa importar em prejuízo a saúde, a segurança e ao bem estar das populações, além de causar danos à flora e a fauna ou comprometer o seu uso para finalidades sociais e econômicas.

A poluição no meio aquático segundo resulta na degradação da qualidade ambiental decorrente de atividade direta ou indireta que lance matéria ou energia nas águas em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos pelas Resoluções do Conama nº 357/05 e 430/11, pois as emissões de substâncias orgânicas ou inorgânicas comprometem as propriedades naturais da água, resultando em impactos negativos ao ambiente (FIORILLO, 2005).

3.1.1 Fontes e Tipos de Poluição Hídrica

O intenso desenvolvimento populacional e econômico das últimas décadas resultou em uma maior pressão sobre os recursos naturais, de modo que atualmente são raros os ecossistemas livres de interferências antrópicas. Um dos fatores contribuintes para a pressão exercida aos recursos naturais provém da extração de matéria-prima para o desenvolvimento atrelado à geração de resíduos ou efluentes considerados poluentes que são lançados no meio ambiente (GOULART e CALLISTO, 2003).

Essa condição conduz ao que chamamos de poluição hídrica que pode ser classificada quanto à natureza, em poluição "química" ocasionada pelos poluentes biodegradáveis ou persistentes, "física" resultante da alteração das variáveis físicas da água e "biológica" pela ação de organismos patogênicos, como vírus, protozoários, bactérias e vermes (PEREIRA, 2004).

Com relação às fontes de poluição para águas superficiais, estas podem ser de origem natural ocasionada por chuvas, escoamento superficial, salinização, decomposição de vegetais e animais, e que, portanto não provém de atividades antrópicas, como: poluição industrial resultante do lançamento de resíduos líquidos sólidos ou gasosos; poluição urbana oriunda de efluentes domésticos; poluição agropastoril proveniente de atividades agrícolas, utilização de defensivos e fertilizantes e por fim a poluição acidental que pode atingir os corpos d'água (DESÍRIO, 1992 *apud* CHAMBO, 2011).

Quanto as consequências da poluição hídrica, podem resultar em, diversos problemas dentre eles a degradação da qualidade da água, eutrofização, comprometimento da biodiversidade aquática, contaminação e mortandade de organismos aquáticos, gerando desde desconfortos até graves problemas de saúde pública (GOULART e CALLISTO, 2003). Todavia as consequências de um determinado poluente dependem das suas concentrações, do potencial de diluição e da capacidade suporte do ambiente (CHAMBO, 2011).

Diante disto, foram criadas as resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) n° 357/05, que classifica os corpos d'água e 430/11, que determina as condições para lançamento de efluentes de modo a estabelecer as condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores e consequentemente preservar estes ambientes.

3.2 POLUIÇÃO HÍDRICA POR METAIS PESADOS

A expressão "metal pesado" aplica-se aos elementos químicos que tem massa específica maior que 5 g cm^{-3} ou que possuem número atômico maior que 20 (GONÇALVES Jr. *et al.,* 2000). Como substituto do termo "metais pesados", Duffus (2002) coloca que ultimamente tem-se utilizado a denominação "elementos-traço" ou "metais-traço" para caracterizar metais que naturalmente existem em pequenas concentrações no ambiente e nos seres vivos.

Os metais pesados são formados por elementos que apresentam ligações químicas fortes entre seus átomos (ligação metálica) e que possua três características físicas definidas, sendo elas, a capacidade de conduzir eletricidade, possuir brilho, ser maleável e flexível (BACCAN, 2004).

Os metais pesados podem ser classificados em essenciais como o cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), molibdênio (Mo), cobalto (Co), cromo (Cr) e níquel (Ní), sendo benéficos desde que não estejam presentes em níveis elevados, pois participam das atividades metabólicas de plantas e animais. Todavia os metais tóxicos como cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), arsênio (As), antimônio (Sb), bário (Ba), berílio (Be), estanho (Sn), tálio (TI) e titânio (Ti), representam riscos de contaminação somente com o simples fato da sua presença, mesmo em níveis de traço (MALAVOLTA *et al.*, 2006; TUZEN, 2003).

Antigamente a principal fonte de elementos traço para o ambiente aquático era proveniente do intemperismo natural do solo e rochas e erupções vulcânicas. Atualmente os metais pesados estão presentes em diversas atividades antrópicas e consequentemente tendem a ser liberados através dos efluentes/resíduos destas atividades (Figura 1) (LACERDA e MALM, 2008).

Podem ser citadas como atividades potencialmente poluidoras e fontes de metais as indústrias e seus efluentes, mineração, efluentes domésticos e lixiviação de águas sobre áreas cultivadas com adubos químicos e defensivos agrícolas, que são utilizados com finalidade corretiva ou nutricional e contêm os mais variados elementos-traço, como cádmio, mercúrio, chumbo e cobre.

Adicionalmente, a atmosfera também é uma fonte de metais para os ecossistemas aquáticos, visto que diversas fontes como queimadas, partículas de origem vulcânica e emissões industriais transportadas pelos ventos contribuem para a contaminação (ESTEVES, 2011; CAMPOS *et al.,* 2005).

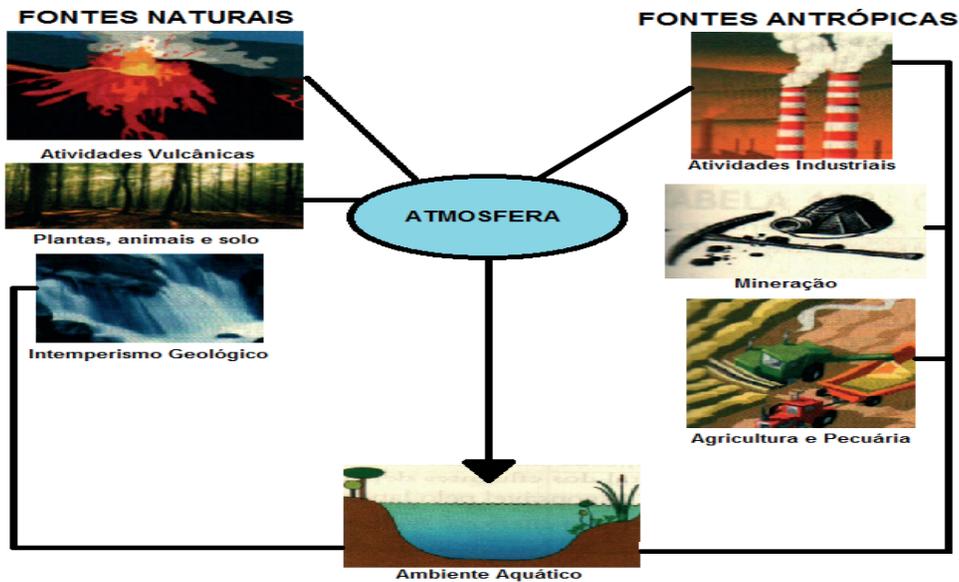



Figura 1. Principais fontes naturais e antrópicas de metais pesados para o meio aquático

Fonte: ESTEVES, 2011

No entanto, é comprovado que as contribuições antrópicas são diversas vezes mais significativas que as naturais. Em rios e lagos a carga total de elementos traço depende de características geológicas e ecológicas das bacias de drenagem e das atividades humanas desenvolvidas no entorno. O transporte dos metais pesados no meio aquático é realizado sob a forma dissolvida e em suspensão. Podem estar ligados a fração coloidal em suspensão ou adsorvidos por substâncias orgânicas ou minerais. Esta distribuição entre estas fases (dissolvida/particulada) se dá em função do tipo de elemento, estado de oxidação e da sua carga total no meio (ESTEVES, 2011).

A poluição por metais pesados em ecossistemas aquáticos ou terrestres por ocorrer geralmente de maneira lenta, o que resulta em uma falsa impressão de que esta poluição não implica em graves efeitos (PEREIRA e QUINÁIA, 2007). A presença de um metal em um corpo d'água pode afetar os organismos aquáticos por meio de intoxicação ou bioacumulação, podendo ter seu efeito potencializado ao longo da cadeia alimentar através da biomagnificação (MERÇON e LIMA, 2011). Justamente por isso é importante que os ecossistemas aquáticos sejam monitorados regularmente (CAVALCANTE, 2009).

Nas últimas décadas, o reconhecimento do perigo representado pelos metais pesados em ambientes aquáticos resultou na inserção de diversos países a adoção de legislações ambientais mais rígidas, conduzindo a alterações nos processos tecnológicos altamente poluidores. Todavia apesar desses esforços e de uma redução significativa nas emissões de fontes pontuais, as fontes difusas, devido a dificuldade de dimensionamento

e até mesmo em legislar sobre a questão fazem com que atividades como a queima de combustíveis fósseis e o aumento de áreas urbanizadas contribuam diretamente para a poluição por metais pesados (LACERDA e MALM, 2008).

3.2.1 Mercúrio (Hg)

O mercúrio (Hg) é um metal pesado de número atômico 80 e densidade de 13,6 $g.cm^{-3}$ a 20°C. É considerado um metal pesado tóxico, não essencial para o desenvolvimento animal ou vegetal (PASCALICCHIO, 2002).

As fontes de mercúrio podem ser de origem natural ou antrópica, embora as fontes antrópicas sejam muito mais representativas, dentre elas é possível citar a mineração, combustão de derivados de petróleo e carvão, incineração de resíduos domésticos e hospitalares e a utilização de tintas. O Hg também pode ser utilizado em indústria de fabricação de papel, na agricultura em certos derivados orgânicos utilizados como bactericidas e fungicidas, na composição de pilhas e baterias domésticas, alguns tipos de lâmpadas, incluindo as fluorescentes e as de descarga de alta densidade, interruptores, retificadores e termostatos elétricos, amálgamas dentárias, medicamentos, fotografias entre outras fontes (NASCIMENTO e CHASIN, 2001).

Dentre os metais pesados o Hg apresenta a maior toxicidade, sendo o único capaz de sofrer biomagnificação (UNEP, 2013). Esta característica resulta em uma em exposição ambiental via cadeia alimentar bastante alta para consumidores de níveis tróficos elevados, incluindo o homem (LACERDA e MALM, 2008). A exposição ambiental é caracterizada principalmente por pequenas doses (comparadas aos acidentes ambientais) e pelo caráter crônico (exposição a longos períodos) (CASTILHOS e RODRIGUES, 2008). A maior parte dos casos de exposição ao Hg reportados na literatura é por contaminação de humanos através da cadeia alimentar e não pela inalação (CASTRO, 2006).

Eventos históricos demonstram a toxicidade e o risco de exposição do Hg para seres humanos, como por exemplo, o acidente da Baía de Minamata em Niigata, no Japão, nas décadas de 40 e 50, quando cerca de 1740 pessoas, após ingerirem peixe e mariscos com altas concentrações de metilmercúrio, vieram a adoecer, muitas ficando com sequelas (DIAS, 2004).

Os principais efeitos do mercúrio sobre o ser humano estão associados ao sistema neurológico, resultando em sensação de depressão periférica, disfunção dos membros, dificuldade de andar, tremores, gengivites e distúrbios psicológicos, aborto espontâneo e malformação fetal, danos ao cérebro e ao sistema nervoso central, além de ser um agente teratogênico e levar a morte dependendo da concentração (SIQUEIRA *et al.,* 2005).

O mercúrio presente nos diferentes compartimentos ambientais pode se apresentar como inorgânico e/ou orgânico. Na forma inorgânica pode ser encontrado sob três diferentes estados de oxidação: o Hg elementar (Hg^0), o qual se encontra principalmente na forma de

gás, o íon mercuroso (Hg_2^{2+}), forma pouco estável em sistemas naturais, e o íon mercúrico (Hg^{2+}). Na forma orgânica, o íon mercúrico apresenta-se ligado covalentemente a um radical orgânico, sendo o metilmercúrio (CH_3Hg^+) e o dimetilmercúrio ($(CH_3)_2Hg$) os mais comuns, ou ainda com ligantes orgânicos naturais (CANELA, 1995 *apud* MICARONI *et al.,* 2000). Seu transporte pode ocorrer na forma de gasosa possibilitanto uma disseminação em escala global, a qual tem sua origem natural a partir da desgaseificação da crosta terrestre e de erupções vulcânicas, além da evapotranspiração de oceanos, solos e vegetação (UNEP, 2013).

Conforme modelos de ciclagem do Hg apenas cerca de 50% das emissões atmosféricas do mercúrio de origem antropogênica são depositadas ao nível local ou regional, sendo o restante transportado pelas correntes de massa de ar ao nível global (HACON *et al*, 1995).

Sabe-se que a oxidação do Hg^0 para o Hg^{2+} aumenta a deposição atmosférica enquanto que o processo contrário resulta no decréscimo. E o mercúrio oxidado (Hg^{2+}) depositado na superfície do solo pode rapidamente ser reduzido a Hg^0 e emitido de volta para a atmosfera (CASTILHOS e RODRIGUES, 2008).

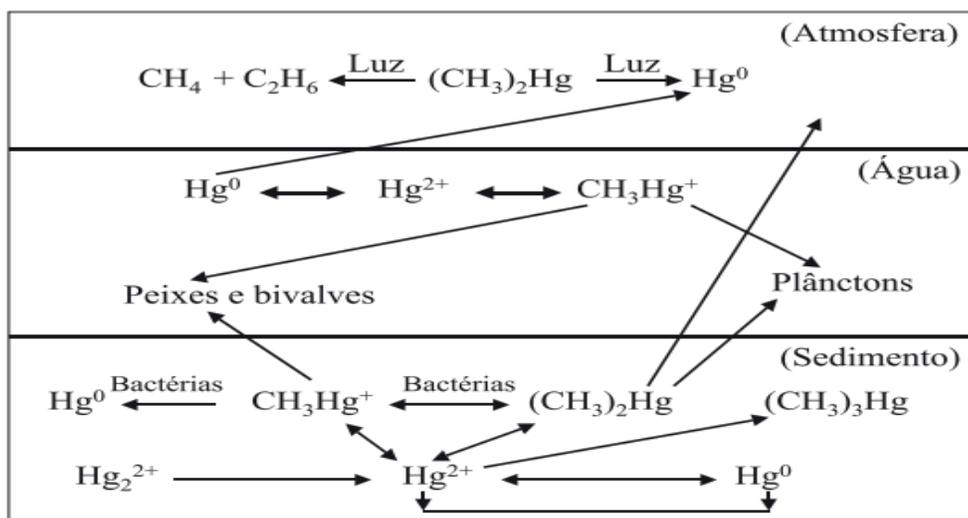



Figura 2. Ciclo biogeoquímico do mercúrio (Hg) em ambientes naturais

Fonte: BISINOTI e JARDIM, 2004

O ciclo biogeoquímico do mercúrio (Figura 2) é caracterizado pelas várias rotas que este composto pode seguir no ambiente. Dentre elas destaca-se sua liberação do solo e da água para atmosfera, seu transporte ocorre pela deposição atmosférica das espécies de mercúrio para a água e solo. Quando em contato com o solo ou sedimento, pode ocorrer sorção do mercúrio na forma insolúvel seguida de metilação/desmetilação. O ciclo

é completado pelas rotas de precipitação, bioconversão em formas voláteis ou solúveis, reinteração deste na atmosfera ou bioacumulação na cadeia alimentar aquática ou terrestre (BISINOTI e JARDIM, 2004).

3.2.2 Metilmercúrio (MeHg)

A entrada do Hg na cadeia alimentar ocorre principalmente pela transformação do íon Hg^{2+} em metilmercúrio (MeHg) pelo processo de metilação, onde o Hg^{2+} recebe um grupamento metila, formando assim o MeHg. O MeHg é uma forma orgânica do Hg e considerada a mais tóxica e bioacumulável, portanto o que apresenta o maior risco à saúde dos seres humanos e dos animais, sendo principalmente formado em ambientes aquáticos através de processos microbianos naturais (UNEP, 2013).

Estes processos biológicos naturais proporcionam o aparecimento de formas metiladas que se acumulam na ordem de um milhão de vezes em organismos vivos, especialmente nos peixes. As formas monometilmercúrio (CH_3Hg^+) e dimetilmercúrio ($(CH_3)_2Hg^+$) são altamente tóxicas e causam desordens neurotoxicológicas (CASTRO, 2006).

Sendo assim, a poluição das águas por mercúrio está associada à possibilidade de metilação no meio ambiente de sua forma inorgânica, os íons de mercúrio (Hg^{2+}), por bactérias, e à complexação com compostos orgânicos dissolvidos que possibilita a manutenção de concentrações na coluna d’água e acesso preferencial à biota. Portanto o balanço das reações de metilação e desmetilação determina se um ambiente atuará como fonte ou sumidouro de metilmercúrio (BISINOTI e JARDIM, 2004).

Alguns ambientes e condições contribuem para maximizar os mecanismos de metilação e complexação orgânica do mercúrio, resultando em processos de contaminação diferenciados, portanto a organificação do mercúrio acelera a biomagnificação na cadeia alimentar e maximiza seus efeitos sobre riscos em ecossistemas naturais e a saúde humana. (NASCIMENTO, 2006)

O fato de o MeHg ser lipossolúvel e absorvido pelas membranas biológicas em geral, assim como pelos tratos digestivos de praticamente todas as cadeias alimentares, facilita a permanência e o transporte do mercúrio no meio aquático, assim como a transferência da contaminação para ecossistemas bastante afastados da fonte de contaminação (LACERDA e MALM 2008).

Em função disso o Hg na forma de MeHg, uma vez ligado aos organismos, matéria orgânica ou aos minerais, pode proporcionar uma larga dispersão e uma alta exposição ambiental desse metal nos vários compartimentos (LACERDA e MENEZES, 1995).

Salientando que os compostos orgânicos de mercúrio são de 10 a 100 vezes mais tóxicos que o mercúrio inorgânico para os organismos aquáticos e que a transferência energética é uma importante via de entrada e acumulação do MeHg, atingindo os animais

topo de cadeia. Esta acumulação se inicia já nos estágios larvais, portanto evidencia-se a importância de estudos que abranjam a base da cadeia alimentar, nesse caso o fitoplâncton e o zooplâncton (WATRAS e BLOOM, 1992).

3.3 MERCÚRIO EM ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

O processo de contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos deve ser analisado levando-se em consideração o fato de que as características biogeoquímicas atuantes nesses sistemas resultam em uma maior mobilização e biodisponibilidade do mercúrio para incorporação na cadeia alimentar, eventualmente aumentando a exposição humana ao metal (LACERDA e MALM 2008).

Nestes ecossistemas o mercúrio pode estar presente em diversos compartimentos, como nos sólidos suspensos e sedimentados, nos organismos e nas plantas aquáticas (SALOMONS *et al.,*1988). O mercúrio associado ao material particulado em suspensão tende a sedimentar, enquanto o mercúrio dissolvido encontra-se mais biodisponível e pode ser incorporado pela biota (LACERDA e MALM 2008).

A formação de MeHg e sua subsequente biomagnificação na cadeia trófica aquática depende de uma série de fatores tais como temperatura, concentração de bactérias presentes no meio, pH, tipo de solo ou sedimento, concentração de sulfeto, condições de óxiredução do meio, além de variações sazonais (VILLAS BÔAS, 2001).

Acredita-se que a maior parte do processo de metilação seja mediado por bactérias sulfato-redutoras presentes no sedimento, preferencialmente em condições anóxicas ou com pH baixo. Em sistemas aquáticos tropicais, as raízes de macrófitas são micro-ambientes favoráveis a metilação do mercúrio. Contudo pode ocorrer também a formação de MeHg ainda na coluna d'água abioticamente, onde alguns compostos seriam doadores do radical metil para o mercúrio inorgânico em solução (CASTILHOS e RODRIGUES, 2008).

Além disso, condições ácidas, com baixos valores de potencial redox e concentração de matéria orgânica elevada, são favoráveis à formação do MeHg. Por outro lado, quando na presença de elevadas concentrações de substâncias húmicas, tanto o aumento como a diminuição na produção de MeHg podem ocorrer. Os íons cloreto, nitrato, nitrito, sulfato, sulfeto, além de luz solar, queimadas e temperatura também devem ser considerados quando o objetivo é entender a dinâmica do MeHg no ambiente (BISINOTI e JARDIM, 2004).

Sabe-se que o processo de metilação do mercúrio, que aumenta significativamente sua biodisponibilidade e acumulação ao longo da cadeia alimentar, é favorecido em ambientes aquáticos anóxicos ou subóxicos, levemente ácidos, com concentrações elevadas de matéria orgânica dissolvida e atividade microbiológica intensa, sendo que em áreas de remanso, lagos marginais e de inundação e em reservatórios artificiais, essas características biogeoquímicas estão mais propensas a ocorrer (LACERDA E MALM 2008).

Existem estudos desenvolvidos nos EUA, Finlândia, Suécia e Canadá a partir da década de 70, que relacionam a criação de reservatórios artificiais com o aumento dos teores de mercúrio em peixes (VERDON *et al.,* 1991 *apud* CASTILHOS e RODRIGUES, 2008). Sendo que Montgomery *et al.,* (2000) *apud* Castilhos e Rodrigues (2008) e Schetagne *et al.,* (2000) indicam um aumento de 4 vezes nas concentrações de MeHg dissolvido em reservatórios em relação a lagos naturais. Ainda é mencionado que a produção de MeHg pode aumentar cerca de 40 vezes após o alagamento de áreas com florestas sendo esse aumento atribuído ao fato do alagamento atingir áreas com solos e vegetação que seriam fontes de Hg, assim como, fontes de nutrientes para a ação bacteriana, estimulando a metilação.

Todavia estudos desenvolvidos no Complexo La Grande no Canadá apontam que os teores de Hg em peixes aumentaram significativamente após o alagamento por um período de 10 a 20 anos para os não piscívoros e 20 a 30 anos para os piscívoros, após este período a tendência é que os teores voltem às concentrações do pré-enchimento (VERDON *et al.,* 1991 *apud* CASTILHOS e RODRIGUES, 2008).

3.4 INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO AQUÁTICA

Os ecossistemas aquáticos continentais são o habitat de inúmeras populações, sejam elas de animais ou vegetais, e as taxas de transferência de nutrientes e metabólitos no meio aquático são aceleradas pelas membranas celulares, o que potencializa a absorção e transformação da matéria pelos organismos aquáticos (ESTEVES e CALIMAN, 1998). Portanto os animais e vegetais podem extrair do ambiente os nutrientes necessários a sua existência ou acumular substâncias como o mercúrio, indesejadas ao seu metabolismo.

Considera-se importante que os ecossistemas aquáticos sejam avaliados e monitorados regularmente (CAVALCANTE, 2009) e se recomenda a utilização de bioindicadores, podendo ser grupos de espécies cuja presença, quantidade, distribuição, ou concentração de poluentes indique a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem (CALLISTO e GONÇALVES, 2002).

Diversos compartimentos do ecossistema aquático, a exemplo da água, sedimento, fitoplâncton, zooplâncton, zoobentos e peixes, têm sido considerados na avaliação de impactos ambientais (GOULART e CALLISTO, 2003 e TOMAZELLI, 2003). Sabe-se que a energia permeia diversos caminhos dentro do ecossistema, sendo normalmente conduzida de compartimentos inferiores para superiores através das interações entre os organismos. As taxas e forma de transferência dos metais dentro do ecossistema são ainda desconhecidas, mas indexadores dessas transferências como o Fator de Bioconcentração (FBC) que corresponde a relação entre os teores de MeHg nas águas superficiais e em peixes, indica uma razão em torno de 10^5 a 10^6, ou seja, as concentrações de MeHg em peixes de topo de cadeia podem ser cerca de 1.000.000 de vezes mais elevadas do que as presentes na água (CASTILHOS e RODRIGUES, 2008).

Em trabalhos desenvolvidos nos Estados Unidos observou-se que o FBA para sistemas lênticos e lóticos corresponde a cerca de $4,1x10^6$ e $1,4x10^6$ respectivamente, demonstrando que os peixes de sistemas lênticos apresentam teores de Hg cerca de 4 vezes superior ao peixes de um sistema lótico (USEPA, 2001 *apud* CASTILHO e RODRIGUES, 2008).

Além do FBC para relacionar as concentrações de MeHg na água e nos peixes, outro indexador, não de menor importância, é o Fator de Biomagnificação (FBM), que compara os teores de MeHg em diferentes níveis tróficos, relacionando com o nível trófico imediatamente inferior. Na literatura é consentido que os níveis de MeHg tendem a crescer através dos níveis tróficos, tanto é que peixes piscívoros tendem a apresentar concentrações 10 vezes maiores do que os não piscívoros. O fitoplâncton apresenta apenas cerca de 10 % de MeHg, enquanto que para os peixes estes valores se invertem praticamente, perfazendo a biomagnificação (CASTILHOS e RODRIGUES, 2008).

3.4.1 Águas Superficiais

O mercúrio presente em águas superficiais pode ser adsorvido a partículas finas em suspensão, permanecer como íons dissolvidos, formar compostos estáveis e permanecer em solução, ou formar compostos orgânicos ou inorgânicos tendendo-se a sedimentar (CASTILHOS e RODRIGUES, 2008).

Evidenciando que compostos como o Hg inferem grande importância ecológica e ecotoxicológica, embora as concentrações de Hg na água normalmente se comportam com variações, portanto a avaliação deste parâmetro de forma isolada se mostra insuficiente para obter um panorama sobre a contaminação, sendo necessária a junção de análises da água com outros compartimentos (PIRES e SILVA, 2011)

A variação da concentração de Hg ao longo da coluna d'água oscila por diversos fatores, dentre eles é possível citar interferências ocasionadas por diluição pela precipitação, fluxo de água, descargas locais de efluentes, variações de parâmetros físico-químicos, estações do ano entre outros (TOMAZELLI, 2003).

3.4.2 Sedimento

Sedimento é o resultado das deposições de materiais em suspensão ao longo do tempo em rios, lagos e oceanos, sendo considerados como uma parte integrante do sistema natural aquático, juntamente com a biota. Em ambientes aquáticos, o sedimento constitui a fase mineralógica com partículas de tamanho, forma e composição química diferente (HUTCHISON *et al.,* 1943 *apud* SILVA, 2002).

Os sedimentos atuam como um local de deposição e acumulação de compostos orgânicos, como inseticidas e herbicidas ou inorgânicos, como os metais pesados. A deposição destes compostos pode variar de acordo com o tempo de residência da água

no rio ou reservatório, ou seja, está relacionada com a taxa de sedimentação local, com a origem (fontes difusas ou pontuais) e com a dinâmica desses compostos (COTTA, 2003).

A análise do material particulado, em suspensão ou do sedimento de fundo representa um excelente parâmetro para estudos de contaminação por metais pesados, visto que estas partículas associam-se aos metais traço e, dependo de fatores como vazão e velocidade da água tendem a decantar e incorporar o sedimento de fundo, sendo assim, a composição química do sedimento pode refletir na composição da coluna d'água (TOMAZELLI, 2003).

Com isso, a utilização de sedimentos como indicadores da qualidade de ecossistemas aquáticos intensifica-se, uma vez que por meio do mesmo é possível retratar condições ambientais que nem sempre são detectadas na avaliação da água (CETESB, 2006).

Além disso, os sedimentos passaram a ser tratados não só como um local de deposição de poluentes, mas também como uma parte integrante dos ecossistemas aquáticos, visto que viabilizam informações de caráter espacial e temporal (COTTA, 2003).

Contudo os sedimentos apresentam uma grande capacidade de adsorção de metais pesados, sendo que as frações inferiores a 0,063 mm ou 230 mesh tendem a acumular mais os compostos metálicos como o mercúrio, pelo fato de possuírem maior área específica e capacidade de troca de cátions (SALOMONS e FORSTNER, 1984). O ideal é que para a análise, o sedimento seja peneirado para obter frações mais finas, as quais possibilitam melhores resultados, pois corrige desvios de variabilidade associada à dimensão das partículas (LORING e RANTALA, 1992).

A ciclagem do Hg nos sedimentos esta relacionada com a interface sedimento-água, no entanto, diversos fatores químicos, físicos e biológicos interferem neste processo, sendo os mais relevantes o pH, a temperatura, mudanças no potencial redox, disponibilidade de nutrientes e de agentes complexantes. Quanto a captura do MeHg pelo sedimento os fatores com maior representatividade são o pH e o oxigênio dissolvido (CASTILHOS e RODRIGUES, 2008).

Nos sedimentos, as bactérias anaeróbias são consideradas as principais responsáveis pelo processo de metilação, tendendo a liberação de MeHg para o meio, já em ambientes óxicos há uma tendência a assimilação do MeHg pelo sedimento. O pH também interfere, pois o seu decréscimo facilita a liberação de MeHg para a coluna d'água, sendo que uma mudança de pH 7,0 para 5,0 potencializa em 100% esta liberação (ULLRICH *et al.,* 2001 *apud* CASTILHOS e RORIGUES, 2008).

3.4.3 Zoobentos

Os zoobentos ou macroinvertebrados bentônicos são organismos que vivem, pelo menos parte de seu ciclo vital nos sedimentos de ecossistemas lóticos ou lênticos, associados a substratos diversos, tanto orgânicos quanto inorgânicos. (GOULART e CALLISTO, 2003).

Ocupam posição intermediária na cadeia trófica, entre os produtores e os consumidores do topo da cadeia, principalmente os vertebrados, sendo fundamentais para a dinâmica de nutrientes, a transformação de matéria e o fluxo de energia dentro do ecossistema aquático (CUMMINS *et al*., 1989).

Sua distribuição, ocorrência e abundância estão vinculados a características ambientais tais como a corrente, o tipo de substrato (pedras, areia, folhiços, macrófitas), a disponibilidade de alimento, abrigo contra predação e estabilidade do ambiente (regime hidrológico) (GONÇALVES e ARANHA, 2004)

Estes organismos possuem algumas características próprias como diversidade biológica, hábito sedentário, ciclo de vida relativamente longo, alimentação baseada principalmente em sedimentos e sensibilidade as mudanças ambientais, de modo que reagem aos diferentes níveis de poluição de forma específica, podendo ser classificado, quanto a essa reação, em organismos tolerantes, intolerantes e organismos resistentes (GOULART e CALLISTO, 2003). Devido a estas características estes organismos têm sido amplamente utilizados em avaliações de efeitos antrópicos sobre ecossistemas aquáticos (AUGUSTINI e MUCELIN, 2009).

Portanto os zoobentos são considerados excelentes indicadores de contaminação aquática, uma vez que interagem diretamente com a interface coluna d´água e sedimento e servem de base alimentar para muitos peixes. Desta forma, altos níveis de metais neste compartimento podem representar um quadro preocupante sobre o ecossistema como um todo, incluindo o consumo humano (TUNDISI *et al*., 2008). Apesar de possuírem diversas estratégias de obtenção de seu alimento, os zoobentos podem acumular o MeHg a partir dos detritos da matéria vegetal, de tecidos animais ou da água, dependendo do seu mecanismo de alimentação (CASTILHOS E RODRIGUES, 2008).

A legislação brasileira não estabelece as concentrações máximas permitidas de metais pesados especificamente para zoobentos, todavia a portaria nº 685 de 27 de agosto de 1998, da Agencia Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), estabelece limites para metais pesados em produtos originários da pesca, e que, portanto poderiam ser englobados os zoobentos, sendo que o limite definido para o Hg é de 1,0 $mgKg^{-1}$.

Em relação a estudos conduzidos no Brasil sobre metais pesados e seus perigos para a saúde animal e humana, das pesquisas que envolvem zoobentos grande parte tem como foco o papel de bioindicadores da qualidade da água e do significado ecológico destes organismos, sendo que pouco se tem pesquisado quanto aos efeitos específicos

de metais sobre as populações desse organismos, sendo possivelmente atribuído as dificuldades metodológicas a exemplo das observadas para fitoplâncton e zooplâncton (CASTRO, 2006).

3.4.4 Fitoplâncton e Zooplâncton

O plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) constitui uma das bases da cadeia alimentar de um ecossistema aquático e a presença de metais pesados neste compartimento pode ser o ponto de partida para uma contaminação em níveis tróficos superiores. O plâncton são organismos capazes de assimilar e incorporar metais pesados disponíveis na água ou na interface sedimento-agua, funcionando como primeiro elo na cadeia alimentar a incorporar o Hg. Sendo assim, tanto o fitoplâncton quanto o zooplâncton se apresentam como um excelente compartimento para se monitorar sistemas aquáticos (LACERDA e MALM 2008).

O fitoplâncton contamina-se com Hg através de processos passivos de adsorção e absorção, portanto as cargas de Hg ou MeHg no fitoplâncton dependem parcialmente das concentrações na coluna d'água (FISHE *et al,* 2002). Enquanto que no zooplâncton a contaminação pode ocorrer pela ingestão de alimento contaminado (partículas orgânicas e inorgânicas, fitoplâncton e outros organismos zooplânctonicos) e por adsorção ou absorção. Estudos relatam que o Hg na fase dissolvida tende a se acumular no exoesqueleto do zooplâncton, e que a variação da composição da carapaça (cálcio ou polissacarídeos) são um fator bioquímico fundamental para a bioacumulação de substâncias tóxicas (NASCIMENTO, 2006).

A concentração do MeHg em relação aos teores de Hg total no fitoplâncton é em média 10 %, enquanto que no zooplâncton esta relação sobre para 30 %, chegando a atingir para os peixes uma correspondência de 90 % de MeHg para a concentração de Hg total (CASTILHOS e RODRIGUES, 2008).

A presença de metais pesados nestes organismos pode representar efeitos nocivos ao próprio compartimento, como o decréscimo na reprodução dos organismos, e em índices populacionais, como densidade de indivíduos (NASCIMENTO, 2006). Embora seja reconhecida a importância destes para o funcionamento do ecossistema, poucos estudos abordam a presença de metais pesados neste compartimento do ecossistema aquático. Seu tamanho reduzido, dificuldades em acumular biomassa suficiente para análise e pulsos populacionais, geram diversas dificuldades metodológicas que desestimulam pesquisadores a explorar este compartimento do ecossistema, sendo pequeno o número de estudos voltados a esse tema (NASCIMENTO, 2006). E quando se trata da análise isolada do fitoplâncton e do zooplâncton as dificuldades se intensificam e o número de estudos voltados para o tema decresce.

Todavia se deve considerar que neste compartimento do ecossistema há a possibilidade de ocorrer o fator de diluição, que retrata a diminuição das concentrações

de Hg no plâncton, mas não em função da diminuição do Hg propriamente dito, e sim por eventos de *bloom* de crescimento destes organismos que faz com que a quantidade de Hg seja menor por unidade celular total (CASTILHOS e RODRIGUES, 2008).

Esse *bloom* de crescimento fitoplânctonico em reservatórios está associado alterações hidrodinâmicas, de modo que a entrada de material em suspensão, disponibilidade de nutrientes e radiação solar acarretam em mudanças na composição específica do fitoplâncton, assim como os ventos influenciam devido a sua turbulência, fazendo com que hajam interferências na distribuição espacial (horizontal e vertical) do fitoplâncton. Portanto o padrão de distribuição horizontal determina as distribuições características do fitoplâncton, ocasionando, em muitos casos, *blooms* de algas devido ao acúmulo produzido pelas correntes horizontais de superfície (TUNDISI, 1990).

Quanto ao zooplâncton a proporção entre os diferentes grupos que compõem a comunidade zooplanctônica (rotíferos, copépodos e cladóceros) pode ser considerada uma forma de utilização dstes organismos como indicadora das condições tróficas do ambiente, sendo a dominância de rotíferos freqüentemente associada ao aumento da eutrofização (MATSMURA-TUNDISI *et al.,* 1990)

3.4.5 Peixes

A ictiofauna representa um compartimento importante a ser analisado em estudos que envolvam o Hg, visto que muitas espécies são amplamente consumidas por seres humanos, e assim, os eventuais contaminantes presentes nos peixes pode ser transferidos para o topo da cadeia alimentar, neste caso o próprio homem.

Nos peixes, a absorção de metais pesados ocorre por meio da pele ou escama, vias de respiração e alimentação (GOMES e SATO, 2011). Os problemas decorrentes da contaminação por Hg em peixes são distúrbios no crescimento e na reprodução além de mudanças histopatológicas na pele, brânquias, fígado e rins (VITEK *et al*., 2007).

A espécie, tamanho, hábito alimentar, peso, idade, sexo, comportamento migratório e reprodutivo são fatores que estão relacionados com a capacidade de acumulação (GOMES e SATO, 2011; CASTILHOS e RODRIGUES, 2008). Acredita-se que a capacidade de biomagnificação do mercúrio em peixes esteja associado a estratégia alimentar de cada espécie, portanto para compor um estudo abrangente quanto ao Hg em peixes é necessária a análise de espécies com hábitos alimentares, como filtradores, onívoros e piscívoros, uma vez que assim como os humanos, os peixes possuem como principal via de contaminação a alimentação.

E por ser através da alimentação que o Hg tende alcançar o homem, é de consentimento que a musculatura do peixe seja o local ideal para a realização das análises, primeiramente por ser a parte mais consumida tanto pelo homem quanto pelos animais predadores e também por ser um tecido composto por proteínas, evidenciando que o MeHg possui afinidade pelos grupamentos sulfidrila das proteínas (CASTILHOS e RODRIGUES, 2008).

A legislação brasileira para metais pesados em produtos de pesca é estabelecida pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) que estipula valores máximos permitidos (VMP) em tecidos musculares de peixes, estabelece a partir da Portaria nº 685 de 1998, os valores de referência para Hg. Há também o valor estipulado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) que estabelece um limite máximo permissível de Hg para peixes destinados ao consumo humano (WHO, 1990). Além disso, em outros países as concentrações máximas permissíveis variam conforme a Tabela 1 descreve.

Descrição	Valor máximo permitido (VMP) em tecido muscular	Fonte
Peixes e produtos de pesca (exceto predadores)	0,5 mg kg^{-1}	ANVISA, 1998
Peixes predadores	1,0 mg kg^{-1}	ANVISA, 1998
Peixes para consumo humano	0,5 mg kg^{-1}	OMS, 1990
Peixes	0,4	Japão
Peixes	0,5	Austrália, Israel, Noruega, Suiça, Tailândia
Peixes	0,7	Itália
Peixes	1,0	Alemanha, Dinamarca, EUA, Finlândia, Nova Zelândia, Suécia

Tabela 1. Valores máximos permitidos para Hg total em produtos de pesca no Brasil e no mundo

A partir da concentração de Hg total nos peixes é possível realizar uma estimativa da concentração de MeHg nestes organismos. Castilhos e Rodrigues (2008), indicam que a proporção de MeHg em relação ao Hg total representa 70 a 90%. Com isso, podemos dizer que a partir da determinação de Hg total, como realizada neste estudo, podemos identificar condições de risco à saúde humana por ingestão de peixes.

3.4.5.1 Mapará (Hypophtalmus edentatus)

O mapará (Figura 3) é uma espécie de peixe da ordem Siluriformes, e família Pimelodidae, que ocorre no reservatório de Itaipu, possui hábito filtrador (ABUJANRA e AGOSTINHO, 2002). Também conhecido como mapurá, peixe gato, mapará de cametá ou oleiro, possui carne saborosa, alcançando até 3 kg de peso e rendimento de filé superior a 60%. Pode ser considerado um peixe de interesse econômico no reservatório de Itaipu (NAKATANI et. al., 1998), apesar de ser um peixe liso, que em algumas regiões do país como no Amazonas o consumo se apresenta baixo, devido a tabus alimentares (RIBEIRO *et al.*, 2008).

Todavia diferem-se dos demais peixes lisos pela posição dos olhos, voltados para baixo, possuindo posição ventro-lateral e pequenos em relação à cabeça (NAKATANI *et al.*,

1998). Esta espécie possui adaptações morfológicas que lhe conferem habitação da zona pelágica do reservatório, sendo a única espécie da bacia hidrográfica com hábito alimentar também zooplanctívoro (AMBROSIO *et al.,* 2001).

O mecanismo de filtração utilizado pelo mapará é o de deslocamento com filtração passiva, que consiste em natação com a boca aberta e opérculos dilatados, sendo o processo de seleção mais relacionado com o tamanho da presa que fica retida na malha branquial (GERKING, 1994). Portanto o fato de *H. edentatus* apresentar um espectro alimentar restrito, composto por organismos do plâncton, demonstra que a morfologia de seu aparelho filtrador apresenta alto grau de seleção, permitindo sua classificação entre as espécies especialistas (GERKING, 1994).

Esta espécie se mostra abundante nas zonas de transição e lacustre do reservatório que são locais mais internos e lênticos do reservatório, onde condições bióticas e abióticas para proliferação do plâncton são mais favoráveis, lembrando que é uma espécie que habita tanto as camadas mais superficiais como as profundas (AMBRÓSIO *et al.*, 2001). No reservatório de Itaipu esta espécie tende a permanecer durante o dia em águas mais profundas e a noite próximo à superfície, sendo este comportamento atribuído a busca de alimento e a fuga de predadores (AGOSTINHO *et al.,* 1992 *apud* ARAUJO LIMA *et al.,*1995).

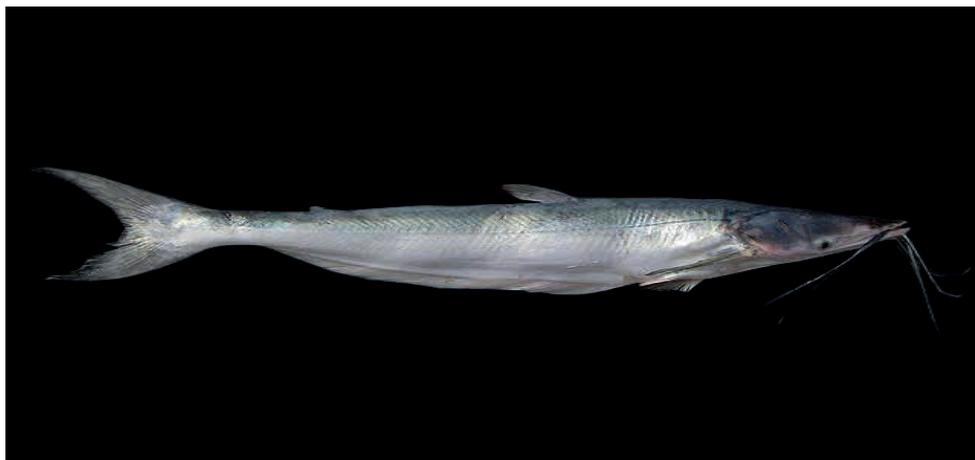



Figura 3. Mapará (*Hypophtalmus edentatus*)

Fonte: Herpetofauna, 2016

3.4.5.2 Armado (Pterodoras granulosus)

O armado (Figura 4) é uma espécie de peixe da ordem siluriforme, e família Doradídeos, sendo predominantemente onívoro, visto que utiliza uma ampla variedade de itens alimentares, incluindo fontes animais e vegetais, todavia possui uma tendência maior para a herbívoria (AGOSTINHO et. al., 2009). É descrito como um onívoro de hábito macrófago, tendo a dieta basicamente composta por frutas, sementes, vegetais diversos, crustáceos e moluscos (FERRIZ *et al.,* 2000).

A análise de conteúdos gástricos do *P. granulosus* mostrou que a espécie utiliza em sua dieta uma ampla variedade de tipos de alimento incluindo itens de origem animal e vegetal. Dentre os animais em sua maioria de invertebrados, foram registrados Protozoa, Platyhelminthes, Rotifera, Nematoda, Mollusca, Annelida, Bryozoa, Arachnida, Crustacea e Insecta, além de peixes. Enquanto que os vegetais foram representados por várias classes de algas e vegetais superiores, além de sedimento, também encontrado com frequência nos estômagos (HAHN *et. al.,* 1992)

Os indivíduos pequenos desta espécie tendem a alimentar-se na região bentônica, compondo sua dieta através de detritos e sedimento, enquanto que os indivíduos de maior porte predominam em áreas abertas e superficiais da coluna d'água (AGOSTINHO *et. al.,* 2009).

Esta espécie é reconhecida pelo seu alto potencial de colonização em reservatórios, sendo esta característica atribuída devido a sua plasticidade alimentar, de modo que é capaz de consumir a maioria dos recursos alimentares abundantes no ambiente (FERRIZ *et. al.,* 2000)

No reservatório de Itaipu é a principal espécie capturada pelos pescadores, representando grande importância, tanto econômica quanto ecológica, visto que também contribui para o controle e dispersão de animais e plantas no ambiente aquático (AGOSTINHO *et. al.,* 2009).

Figura 4. Armado (*Pterodoras granulosus*)

Fonte: Herpetofauna, 2016

3.4.5.3 Tucunaré (Cichla monoculus)

O tucunaré (Figura 5) é uma espécie de peixe da ordem Perciformes, família Cichlidae, com hábito alimentar carnívoro. É originário da região amazônica e tem sido amplamente utilizado para repovoamentos em reservatórios (NASCIMENTO, 2001 e RABELO e ARAÚJO-LIMA, 2002). Apresenta ampla distribuição pelo território nacional, uma vez que foi introduzido em inúmeros açudes e represas do país visando o incremento da pesca esportiva e da piscicultura extensiva e semi-extensiva (FONTENELE e PEIXOTO, 1979).

O incremento desta espécie em reservatórios esta relacionado com o fato de ser um peixe muito apreciado para a pesca, devido à alta aceitação, resultante do bom preço da sua carne e de ser adequado à pesca esportiva. Todavia é necessário ressaltar que as introduções desta espécie nos mais variados ambientes mostram que, em alguns casos, houve um verdadeiro desastre para a ictiofauna local, principalmente devido à sua voracidade e prolificidade (GOMIERO e BRAGA, 2003).

É uma espécie que não realiza migrações para fins de reprodução e habita preferencialmente ambientes lênticos e limpos, visto que se trata de um predador visualmente orientado, portanto águas turvas dificultam seu hábito predatório (MARQUES e RESENDE, 2005).

No reservatório de Itaipu o tucunaré está entre as três espécies mais procuradas pela pesca esportiva, sendo capturados por ano, mais de 20 toneladas de peixes dessa espécie. São realizados neste reservatório torneios de pesca esportiva para esta espécie que atraem participantes de toda região, essa procura esta associada a beleza do peixe e a sua característica de persistência após ser fisgado, o que dificulta a retirada do peixe da água (ITAIPU, 2015).

Figura 5. Tucunaré (*Cichla monoculus*)

Fonte: Herpetofauna, 2016

METODOLOGIA DA PESQUISA

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O local estudado pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Paraná III (BP3), abrange uma extensa região localizada no oeste do Paraná e sul do Mato Grosso do Sul. A área total da bacia compreende 8.000 Km², e no seu entorno situam-se 29 municípios que juntos somam cerca de 1 milhão de habitantes (NUNES, 2010). O solo da região classifica-se como Latossolo Vermelho, oriundos de derrames basálticos (PARIZOTTO, 2013).

No lado esquerdo do reservatório de Itaipu havia a presença de floresta pluvial subtropical e até meados da década de 60 esta vegetação ocupava cerca de 75% do extremo oeste do Estado do Paraná. No entanto em 20 anos esta porcentagem foi reduzida para 8,6%. Em 1982, quando o reservatório foi criado, nenhuma área arborizada de grandes dimensões foi alagada em território paranaense, porém no lado paraguaio, o reservatório cobriu grandes áreas florestadas (AGOSTINHO et al., 1997 apud RIBEIRO FILHO, 2006).

No Reservatório de Itaipu, cerca de 1.300 toneladas de peixe são capturadas pela pesca artesanal a cada ano, igualando-se a produção da pesca artesanal de um dos ambientes mais preservados do nosso país, o Pantanal. Esse quadro em relação a pesca no reservatório de Itaipu tende a ser ampliado por programas e projetos como o “cultivando água boa” e “Mais Peixes em Nossas Águas” os quais visam fomentar a pesca e aquicultura de organismos aquáticos de forma sustentável (ITAIPU, 2015).

O território que abrange a bacia hidrográfica caracteriza-se por possuir uma grande diversidade quanto a recursos naturais, biodiversidade, abundância de água e solos de boa qualidade. A partir da década de 50 houve um aumento na ocupação da área, principalmente pelo fato da região possuir solo de qualidade para atividades agrícolas. Atualmente o uso e ocupação do solo esta relacionado às principais atividades econômicas na Bacia do Paraná III que são as culturas anuais (soja, milho e trigo), pastagens para criação de bovinos, plantéis de suínos e aves, além das agroindústrias como frigoríficos, laticínios e fecularias (SEMA, 2010; PARIZOTTO, 2013; ITAIPU, 2015).

Próximo ao local de coleta, no município de São Miguel do Iguaçu (SMI), a economia é fortemente influenciada pelas atividades agrícola e agropecuária, contando com um plantel de bovinos, suínos e galináceos de aproximadamente 2.158.168 cabeças e uma área plantada de 45.773 hectares de lavoura perene e temporária (IBGE, 2006). Além disso, no município constam indústrias atuantes em diversos ramos, como metalúrgicas, madeira e mobiliário, papel e gráficas, indústrias químicas, farmacêuticas e têxteis (IPARDES, 2013).

O desenvolvimento econômico da região conduziu a desmatamentos, erosão, concentração de sedimentos nas águas dos rios, contaminação dos solos e das águas por agrotóxicos, acúmulo de dejetos da pecuária e suinocultura nas águas dos rios e canalizações de esgoto doméstico e industrial de maneira inadequada, colocando em risco a saúde do ambiente aquático. A partir da construção da Usina Hidrelétrica de Itaipu

e a formação do reservatório no ano de 1982, se iniciaram estudos buscando identificar impactos e potenciais poluidores do ambiente aquático, os quais geraram informação para diversas ações voltadas para a preservação e recuperação da área da bacia hidrográfica (ITAIPU, 2015).

O reservatório apresenta gradiente longitudinal bem definido, com três zonas distintas, ou seja, zona fluvial, de transição e lacustre (OLIVEIRA et al., 2004; OKADA et al., 2005). A zona fluvial do reservatório de Itaipu representa 1/3 da sua extensão e contempla todas as espécies de peixes observadas nas outras zonas. Na zona lacustre, há uma pré-disposição para espécies de habito filtrador, devido principalmente a alta produtividade primária (ARAUJO e LIMA et al., 1995).

A assembléia de peixes do reservatório de Itaipu e de sua área de influência é composta por 114 espécies que se apresentaram fortemente agregadas em todos os ambientes. Desta comunidade de peixes, cerca de 47,2% representam os onívoros, seguido pelos piscívoros (30,5%), zooplanctívoros (8,5%), detritívoros (6,2%), iliófagos (5,7%), bentívoros (1,1%), insetívoros (0,5%) e herbívoros (0,3%) (RIBEIRO FILHO, 2006).

As águas do reservatório de Itaipu são enquadradas segundo a Resolução CONAMA 357/05 na Classe II , sendo que o mesmo possui 1350 km² de área inundada, com uma profundidade média de 22 m no corpo principal atingindo aproximadamente 170 m nas proximidades da barragem (NUNES, 2010). O tempo de residência da água no reservatório é de aproximadamente 40 dias e a vazão oscila em torno de 8.200 $m^3.s^{-1}$. (RIBEIRO FILHO, 2006). A cota média de operação do reservatório é de 220 m e a máxima de 223 m (ITAIPU BINACIONAL, 2016).

4.2 AMOSTRAGEM

As amostragens de sedimento e material biológico foram realizadas em um braço do reservatório de Itaipu interligado com um dos seus afluentes, denominado Rio Ocoy, situado na zona lacustre. O município que abrange estes limites é São Miguel do Iguaçu (PR) e situa-se no extremo oeste do Estado do Paraná e pertence a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná (BP3).

A variação temporal das coletas abrangeu o mês de dezembro/2014, na qual foi coletado amostras de fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos. E os meses de maio/2015 e agosto/2015 nos quais foram coletadas amostras de sedimento e peixes filtradores, onívoros e carnívoros.

Ao todo foram três pontos de coleta com as seguintes coordenadas geográficas: P1: 25°14’12,8”S 54°13’20,4”W, P2: 25°12’38,5”S 54°16’28,7”W e P3: 25°12’48,8”S 54°18’49,8”W, sendo representados pela Figura 6.

Conforme declarado anteriormente foram três pontos de coleta, sendo que para cada ponto foram coletadas quatro amostras (réplicas) de cada compartimento do ecossistema. Todas as amostras coletadas foram conduzidas aos laboratórios do Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia (GERPEL), situado nas dependências da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), onde foi realizada a preparação das amostras.

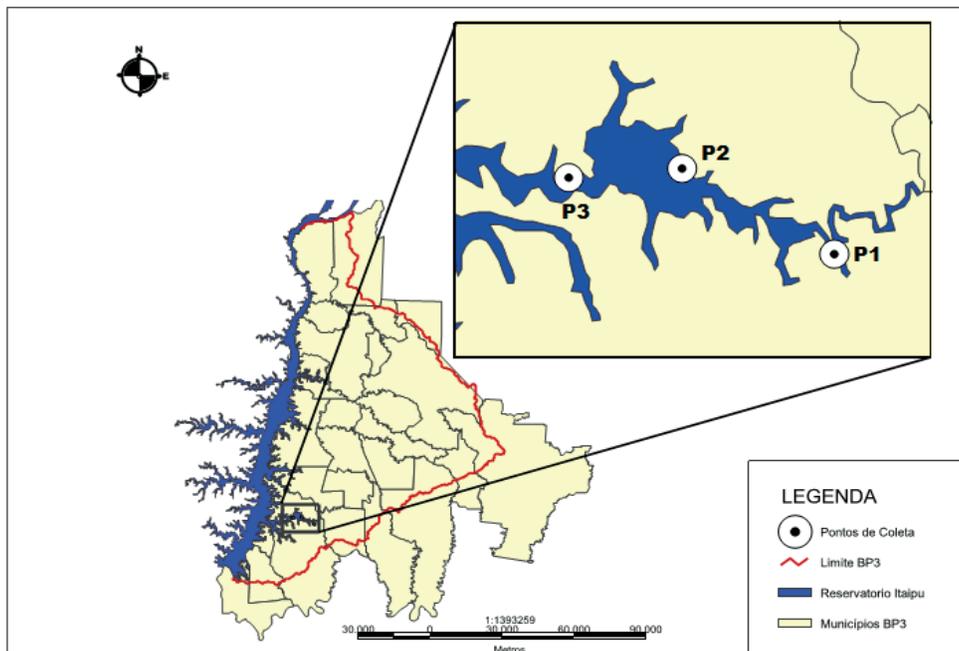



Figura 6. Distribuição dos pontos de coleta no reservatório de Itaipu

A distância entre P1 e P3 é de aproximadamente 10 km e o P2 encontra-se em posição intermediária apresentando distancia aproximada de 6 km de P1 e 4 Km de P3. Quanto a profundidade o P1 apresenta o nível mais raso em torno de 3 m, o P2 com 5 m e o P3 com 8 m.

O P1 está localizado próximo à praia artificial da cidade de São Miguel do Iguaçu e situa-se próximo à foz do rio Ocoy. Neste ponto em determinadas épocas do ano, especialmente nas estações mais quentes ou em períodos de deplecionamento do reservatório pode ocorrer o desenvolvimento de macrófitas aquáticas. Todavia na coleta realizada no inicio do mês de dezembro/2014, apesar das temperaturas mais elevadas devido a estação de transição entre primavera e verão não havia macrófitas no ambiente, e a cota do reservatório apresentou média de 216,74 m para o período de um mês pregresso.

Na coleta realizada em maio/2015, que contemplou um período de temperaturas mais amenas, devido a transição entre a estação de outono e inverno, também não foi detectada a presença de macrófitas aquáticas e a média da cota do reservatório perfez 217,97 m.

Na coleta ocorrida em agosto/2015 foi observada a presença de macrófitas aquáticas e o reservatório apresentou cota de operação média de 219,98 m, atingindo o nível mais próximo da sua normalidade.

O ponto intermediário, denominado P2, esta situado próximo a margem e assim como nos outros pontos ocorre a presença de lavouras nas adjacências, porém evidencia-

se que a faixa de mata ciliar encontra-se resguardada. O ponto mais próximo do canal principal do reservatório de Itaipu é o P3, com distancia de aproximadamente 14 Km, portanto é o ponto com maior profundidade e fluxo.

4.2.1 Sedimento

A coleta de sedimento foi realizada com auxílio de uma draga tipo Petersen com volume de 3 litros. As amostras foram acondicionadas em potes de polietileno e dispostos em caixa térmica com gelo, sendo posteriormente transportadas ao GERPEL. No laboratório as amostras contidas nos potes foram homogeneizadas e dispostas em placas de Petri, o material passou pelo processo de secagem em temperatura ambiente com posterior desagregação e maceração, com vistas a obter um granulado homogêneo.

A amostra foi fracionada em peneira de 200 mesh ou 0,077 mm, de modo a obter um material fino, pois conforme SIQUEIRA et al., (2005) são nestas frações que os metais tendem a se concentrar. Por fim, a amostra foi acondicionada em sacos plásticos identificados e mantidas em refrigeração até a realização da análise.

4.2.2 Zoobentos

A amostragem de zoobentos foi realizada por meio de draga do tipo Petersen com volume de 3 litros, com posterior filtragem do material coletado em rede com malha de 0,05 mm, com vistas a reter os zoobentos e descartar boa parte do sedimento. Imediatamente após a coleta os organismos foram acondicionados em potes plásticos de polietileno e conservados em caixa de isopor com gelo.

No laboratório as amostras foram homogeneizadas e passaram pelo processo de lavagem com água e nova seleção na peneira de 0,05 mm, para potencializar a remoção das partículas de sedimento. Em seguida as amostras foram triadas na lupa objetivando o isolamento de todos os zoobentos presentes. O acondicionamento dos organismos foi realizado em frascos de plástico pequenos e congelados.

4.2.3 Fitoplâncton

A coleta de fitoplâncton foi realizada com auxilio de uma rede de plâncton de malha de 20 μm, que foi disposta na superfície da água e permaneceu por 5 min com o barco em velocidade lenta (± 5 km/h). Posteriormente as amostras foram acondicionadas em potes de polietileno e mantidas em caixa de isopor com gelo durante o transporte até o laboratório. Além do material coletado para a análise de Hg total, uma fração representativa dos três pontos foi coletada e preservada em solução Transeux para a identificação taxonômica.

No laboratório o material coletado foi homogeneizado e refiltrado em uma rede de 70 μm, com o objetivo de retirar a fração correspondente ao zooplâncton, restando somente

o fitoplâncton retido na amostra. Em seguida, com o auxílio de uma bomba de vácuo as amostras passaram por filtragem, ficando o material depositado em filtros analíticos, concentrados em forma de matéria seca, e posteriormente encapsulados em envelopes de papel alumínio e mantidos no congelador até a execução da análise. Quanto as amostras preservadas em Transeux a classificação taxonômica foi realizada com o apoio do Laboratório TECLAB que realiza os ensaios conforme procedimento padrão do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

4.2.4 Zooplâncton

A coleta foi realizada com o auxilio da rede de zooplâncton com malha de 70 μm, por meio de arraste na superfície do reservatório durante 5 minutos em velocidade lenta (± 5 km/h). O material coletado foi preservado em potes de polietileno e disposto em caixa de isopor com gelo durante o transporte. Além do material coletado para a análise de Hg total, uma fração representativa dos três pontos foi coletada foi coletada e preservada em solução de formol a 4% para a identificação taxonômica.

No laboratório realizou-se a homogeneização das amostras e centrifugação, em seguida o material foi concentrado em filtros analíticos através de bombeamento e filtração e encapsulado em papel alumínio com posterior congelamento. Quanto as amostras preservadas em Formol 4% a classificação taxonômica foi realizada com o apoio do Laboratório TECLAB que realiza os ensaios conforme procedimento padrão do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

4.2.5 Peixes

Para compor a assembleia ictiofaunistica foram utilizadas três espécies de diferentes hábitos alimentares, com o objetivo de abranger diferentes níveis da cadeia alimentar. Portanto foram utilizadas espécies de hábitos alimentares distintos. O peixe mapará (*Hypophthalmus edentatus*) é uma espécie filtradora, o armado (*Pterodoras granulosus*) é onívoro e o tucunaré (*Cichla monoculus*) piscívoro.

Os peixes foram adquiridos de pescadores nas imediações dos pontos de coleta, foram selecionados 20 exemplares de cada espécie, no entanto para P. granulosos 14 exemplares foram analisados quanto ao Hg total. Os peixes após a captura foram eviscerados e acondicionados em caixa térmica com gelo.

Nos laboratórios do GERPEL foram submetidos a biometria, sendo registrados seu comprimento total e padrão e peso. Realizou-se a remoção de parte do músculo de cada exemplar em triplicata para cada espécime e o material foi congelado em eppendorfs até o encaminhamento para a análise de Hg total.

4.3 DETERMINAÇÃO DO HG TOTAL

As análises de Hg total foram realizadas no Centro de Tecnologias Minerais (CETEM), situado na cidade universitária, Ilha do Fundão (RJ), nas dependências do Laboratório de Mercúrio e Especiação Ambiental (LEMA) e o procedimento de análise de Hg total foi realizado pela técnica de Espectrofotometria de Absorção Atômica. Utilizou-se o equipamento LUMEX (RA 915+) acoplado a uma câmara de pirólise. O princípio de funcionamento do equipamento é o da destruição térmica da amostra seguida da quantificação de vapor de Hg. O limite de detecção desse método é de 5,0 ng/g e erro aceito de 10% entre as duplicatas.

4.4 ANÁLISE DOS DADOS

Para avaliar as possíveis diferenças nas concentrações de Hg total entre os grupos componentes do ecossistema foram aplicadas análises de variâncias (ANOVA unifatorial), em caso de diferenças significativas, foi aplicado o teste de Tukey para identificar o nível do fator (componente do ecossistema) que foi diferente. Quando os pressupostos de normalidade (teste Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (teste Levene) não foram alcançados, foi aplicado o teste não-paramétrico correspondente (Kruskal-Wallis), seguido de um teste de mediana (Fry, 1993).

Quanto ao grupo peixes, para testar diferenças nas concentrações de Hg total contida na musculatura das espécies, também foi aplicada uma análise de variância (ANOVA unifatorial), seguida de um teste de Tukey. Quando os pressupostos de normalidade (teste Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (teste Levene) não foram alcançados, foi aplicado o teste não-paramétrico correspondente (Kruskal-Wallis), seguido de um teste de mediana. Todas as análises foram submetidas ao nível de significância de 5% ($p<0,05$).

Para testar a influência do tamanho dos exemplares nas concentrações de Hg total foi realizada uma correlação linear entre o comprimento total e as concentrações dos exemplares. No caso de correlações significativas foi aplicada uma análise de Covariâncias (ANCOVA) tendo como variável continua o comprimento dos exemplares, variável dependente a concentração de Hg total e variável categórica as espécies. As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do programa Statistica 7.0™.

5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA ÁGUA SUPERFICIAL

Os dados físico-químicos da área estudada neste trabalho foram cedidos pela Itaipu Binacional a partir do monitoramento que é realizado em parceria com o Instituto Ambiental do Paraná (IAP). Os dados contemplam as estações E-13 e E-20, que situam-se no mesmo braço do reservatório explorado neste estudo. A escala temporal de coletas dos dados físico-químicos abrangeu os meses de novembro/2013 a agosto de 2014, com coletas trimestrais. Os dados perfazem o período de um ano anterior a esta dissertação, pois durante o desenvolvimento desta pesquisa o monitoramento havia sido suspenso temporariamente pelo IAP e Itaipu Binacional.

O monitoramento da clorofila a e do fósforo (Figura 7) demonstrou que a área de estudada está dentro da faixa estabelecida pelo CONAMA 357/2005 quanto a clorofila (até 0,03 mg L^{-1}) porém quanto ao fósforo total os resultados apresentam valores superiores ao limite estabelecido (até 0,03 mg L^{-1}) para águas de classe II.

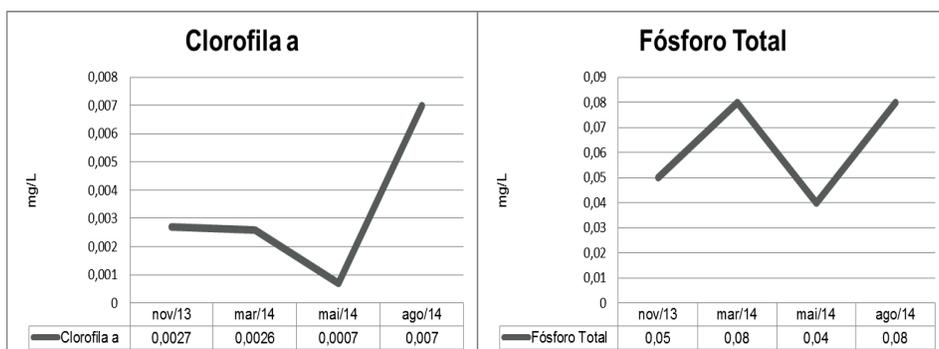



Figura 7. Valores médios de clorofila-a (mg.L^{-1}) e fósforo total (mg.L^{-1}) para as estações E-13 e E-20, do monitoramento da qualidade da água superficial do reservatório de Itaipu.

Fonte: ITAIPU BINACIONAL (2015)

Quanto ao oxigênio dissolvido (OD) (Figura 8) o monitoramento da Itaipu Binacional detectou que os meses de primavera e verão apresentaram as menores concentrações de OD, enquanto que nos meses de outono e inverno a concentração foi superior. A temperatura (Figura 8) demonstrou estar relacionada com a quantidade de OD, uma vez que nos meses mais quentes ocorre a perda de OD para a atmosfera e aumento do metabolismo do ambiente. Essas alterações são consideradas típicas para o reservatório que tende a sofrer com a sazonalidade registrando temperaturas mais elevadas nos meses de novembro a março e mais amenas nos meses de maio a agosto (RIBEIRO FILHO, 2006).

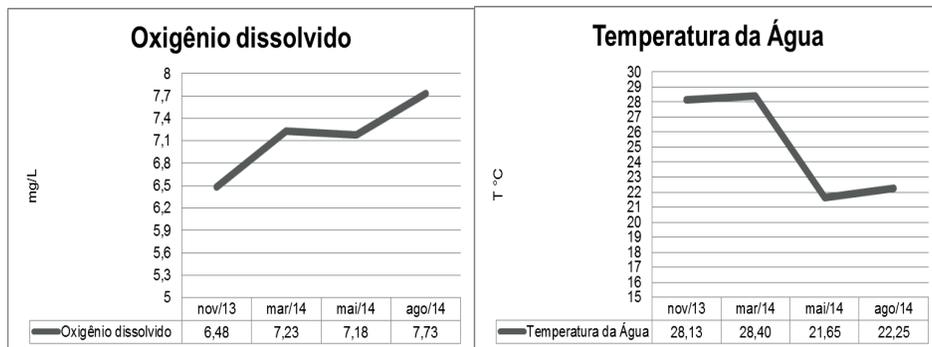



Figura 8. Valores médios de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e temperatura (ºC) para as estações E-13 e E-20, do monitoramento da qualidade da água superficial do reservatório de Itaipu

Fonte: ITAIPU BINACIONAL (2015)

O pH (Figura 9) do reservatório de Itaipu em geral apresentou-se alcalino com pequena tendência à neutralidade. A transparência (Figura 9) situou-se entre 0,9 e 1,3 m.

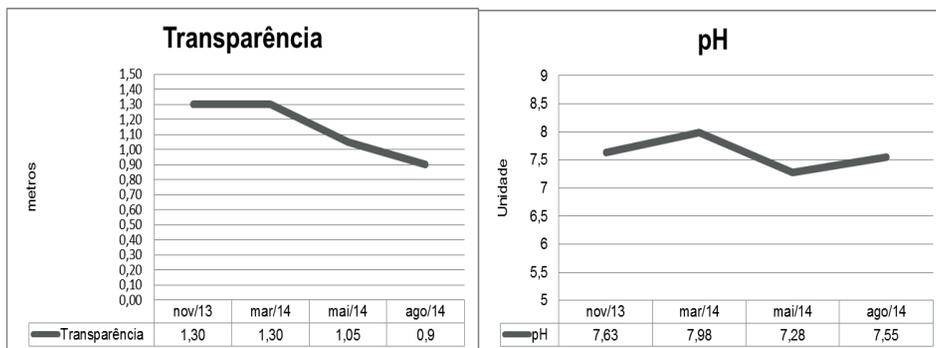



Figura 9. Valores médios de pH e transparência (m) para as estações E-13 e E-20, do monitoramento da qualidade da água superficial do reservatório de Itaipu.

Fonte: ITAIPU BINACIONAL (2015)

Na Tabela 2 são descritos os valores médios de outros parâmetros físico-químicos encontrados nas três diferentes zonas do reservatório, que foram registrados por Ribeiro Filho (2006), em seu estudo que abrangeu o período de 1999 a 2004 no reservatório de Itaipu, sendo estes comparados com os limites permissíveis pelo CONAMA (357/05). Evidenciando que esta dissertação abrangeu um braço da zona lacustre do reservatório.

	CONAMA 357/05	Zona fluvial	Zona de transição	Zona lacustre
Turbidez	100 NTU	20,3	23	3,4
DBO	5 mg L^{-1}	1,8	2,7	2
Sólidos Dissolvidos	Até 500 mg L^{-1}	10,9	6,4	3,4
Nitrato	Até 10 mg L^{-1}	0,28	0,32	0,28
Nitrito	Até 1,0 mg L^{-1}	0,005	0,006	0,005
Nitrogênio amoniacal	Até 2,0 mg L^{-1}	0,04	0,03	0,03

Tabela 2. Valores médios para parâmetros físico-químicos e biológicos no reservatório de Itaipu

5.2 CLIMATOLOGIA DA ÁREA DE ESTUDO

O clima da região caracteriza-se por ser subtropical úmido e segundo a classificação de Köppen do tipo “Cfa”. Os dados climatólógicos para o período de novemrbo de 2014 a setembro de 2015 foram obtidos através do Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR). Portanto a Figura 10, apresenta as médias para a Cidade de São Miguel do Iguaçu quanto a temperatura média e a precipitação acumulada.

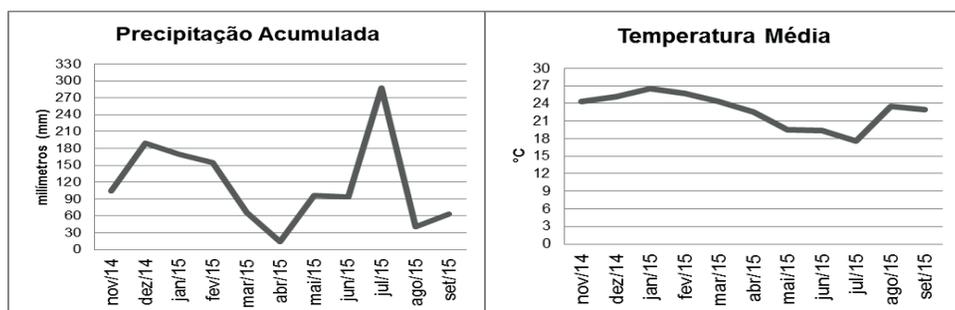



Figura 10. Valores médios de temperatura e precipitação para cidade de São Miguel do Iguaçu (PR)

Fonte: SIMEPAR (2015)

Conforme observa-se para o período de coletas deste estudo, a temperatura registrou os maiores valores no mês de janeiro/2015 com 26,5 °C e o menor registro de 17,6°C em junho/2015. Quanto a precipitação acumulada observou-se que o mês mais chuvoso foi o de julho/2015 com 288 mm e o menor de abril/2015 com 13,8 mm.

Estes dados contribuem positivamente com a sazonalidade pretendida no trabalho, visto que analisando-se os meses em que as coletas foram realizadas (dezembro/2014, maio/2015 e agosto/2015) os cenários abrangidos foram distintos.

Os meses de novembro e dezembro/2015 apresentaram valores intermediários de precipitação (105 e 189 mm) se comparados com abril e maio/2015 que apresentaram valores menores (13,8 e 96 mm), enquanto que julho e agosto/2015 os índices de precipitação foram elevados (288 e 41mm).

Quanto a temperatura dos meses de coleta, observou-se que os meses mais quentes foram de novembro e dezembro/2015 (24,3 e 25,2 °C), os mais frios de abril e maio/2015 (22,5 e 19,5 °C), e os intermediários de julho e agosto/2015 (17,6 e 23,5 °C).

Comparando-se os dados para este período com as médias históricas do Climatedata (2015) observa-se que foi um período atípico quanto a precipitação, visto que o mês de julho apresentou a maior precipitação, contribuindo para um inverno mais chuvoso. Quanto a temperatura os resultados corroboraram com as médias históricas do Climatedata (2015).

5.3 ENQUADRAMENTO TAXONÔMICO DO FITOPLÂNCTON

Na amostragem realizada em dezembro/2014 (Tabela 3) foram observadas nove classes e dezenove famílias. A classe mais representativa foi a *Chlorophycea* (3588 Org.mL^{-1}), seguida da *Cyanophycea* (2236 Org.mL^{-1}), *Bacillariophyta* (520 Org.mL^{-1}), *Cryptophyceae* (260 Org.mL^{-1}), *Euglenophyceae* (208 Org.mL^{-1}), *Dinophyceae (208* Org. mL^{-1}*), Zygnemaphyceae* (156 Org.mL^{-1}), *Rhodophyceae* (104 Org.mL^{-1}) e *Xanthophyceae* (52 Org.mL^{-1}).

CYANOPHYCEA/CYANOBACTERIA	**Org.mL^{-1}**
Família: *Chroococcaceae*	
Chroococcus spp	260
Família: Merismopediaceae	
Aphanocapsa spp	364
Merismopedia spp	156
Família: Microcystaceae	
Microcystis spp	52
Família: Nostocaceae	
Anabaena spp	624
Aphanizomenon spp	208
Família: Oscillatoriaceae	
Oscillatoria spp	312
Família: Phormidiaceae	
Phormidium spp	52
Planktothrix spp	104
Família: Pseudanabaenaceae	
Pseudanabaena spp	104
Total	**2236**
CHLOROPHYCEAE	
Família: Oocystaceae	
Ankistrodemus spp	208
Chlorella spp	780
Monoraphidium spp	104
Família: Scenedesmaceae	
Didymocystis spp	260

Coelastrum spp	572
Desmodesmus spp	1144
Não identificadas	520
Total	**3588**
BACILLARIOPHYTA	
Família: Coscinodiscophyceae	
Cyclotella spp	208
Família: Fragilariophyceae	
Fragilaria spp	104
Família: Bacillariophyceae	
Gomphonema spp	52
Navicula spp	156
Total	**520**
ZYGNEMAPHYCEAE	
Família: Desmidiaceae	
Closterium spp	104
Família: Zygnemaceae	
Zygnema spp	52
Total	**156**
EUGLENOPHYCEAE	
Família: Euglenaceae	
Euglena spp	156
Trachelomonas spp	52
Total	**208**
DINOPHYCEAE	
Família: Peridiniaceae	
Peridinium spp	208
Total	**208**
CRYPTOPHYCEAE	
Família: Cryptomonadaceae	
Cryptomonas spp	260
Total	**260**
RHODOPHYCEAE	
Família: Batrachospermaceae	
Batrachospermum spp	104
Total	**104**
XANTHOPHYCEAE	
Família: Characiopsidaceae	
Characiopsis spp	52
Total	**52**
Organismos não identificados:	**780**
Total	**8112**

Tabela 3. Relação dos táxons de fitoplâncton identificados no reservatório de Itaipu na coleta de Dezembro/2014

Na amostragem realizada em maio/2015 (Tabela 4) foram observadas nove classes e dezesseis famílias. A classe mais representativa foi a *Chlorophycea* (4264 Org.mL^{-1}), seguida da *Cyanophycea* (1664 Org.mL^{-1}), *Bacillariophyta* (416 Org.mL^{-1}), *Euglenophyceae* (260 Org.mL^{-1}), *Cryptophyceae* (208 Org.mL^{-1}), *Dinophyceae (156* Org.mL^{-1}*) Zygnemaphyceae* (104 Org.mL^{-1}), *Xanthophyceae* (104 Org.mL^{-1}) e *Rhodophyceae* (52 Org.mL^{-1}).

CYANOPHYCEA/CYANOBACTERIA	**Org.mL^{-1}**
Família: Chroococcaceae	
Chroococcus spp	156
Família: Merismopediaceae	
Aphanocapsa spp	312
Merismopedia spp	208
Família: Nostocaceae	
Anabaena spp	468
Aphanizomenon spp	156
Família: Phormidiaceae	
Phormidium spp	156
Família: Pseudanabaenaceae	
Pseudanabaena spp	208
Total	**1664**
CHLOROPHYCEAE	
Família: Oocystaceae	
Ankistrodesmus spp	156
Chlorella spp	1040
Oocystis spp	260
Família: Scenedesmaceae	
Coelastrum spp	884
Crucigeniella spp	104
Desmodesmus spp	1404
Clorofíceas não identificadas:	416
Total	**4264**
BACILLARIOPHYTA	
Família: Coscinodiscophyceae	
Cyclotella spp	260
Família: Fragilariophyceae	
Fragilaria spp	104
Família: Bacillariophyceae	
Gomphonema spp	52
Total	**416**
ZYGNEMAPHYCEAE	
Família: Desmidiaceae	
Closterium spp	104

Total	**104**
EUGLENOPHYCEAE	
Família: Euglenaceae	
Euglena spp	156
Trachelomonas spp	104
Total	**260**
DINOPHYCEAE	
Família: Peridiniaceae	
Peridinium spp	156
Total	156
CRYPTOPHYCEAE	
Familia: Cryptomonadaceae	
Cryptomonas spp	208
Total	208
RHODOPHYCEAE	
Família: Batrachospermaceae	
Batrachospermum spp	52
Total	52
XANTHOPHYCEAE	
Família: Characiopsidaceae	
Characiopsis spp	104
Total	**104**
Organismos não identificados	**1040**
Total	**8268**

Tabela 4. Relação dos táxons de fitoplâncton identificados no reservatório de Itaipu na coleta de Maio/2015

Na amostragem realizada em agosto/2015 (Tabela 5) foram observadas sete classes e dezesseis famílias. A classe mais representativa foi a *Chlorophycea* (2080 Org.mL^{-1}), seguida da *Cyanophycea* (1040 Org.mL^{-1}), *Bacillariophyta* (312 Org.mL^{-1}), *Euglenophyceae* (312 Org.mL^{-1}), *Zygnemaphyceae* (156 Org.mL^{-1}), *Xanthophyceae* (104 Org.mL^{-1}) e *Rhodophyceae* (52 Org.mL^{-1}).

CYANOPHYCEA/CYANOBACTERIA	Org.mL^{-1}
Família: Chroococcaceae	
Chroococcus spp	104
Família: Merismopediaceae	
Aphanocapsa spp	156
Merismopedia spp	52
Família: Nostocaceae	
Anabaena spp	104
Família: Oscillatoriaceae	
Oscillatoria spp	156
Família: Phormidiaceae	
Phormidium spp	208
Família: Pseudanabaenaceae	
Pseudanabaena spp	260
Total	**1040**
CHLOROPHYCEAE	
Família: Oocystaceae	
Chlorella spp	468
Monoraphidium spp	104
Família: Scenedesmaceae	
Didymocystis spp	104
Coelastrum spp	260
Crucigeniella spp	156
Desmodesmus spp	728
Clorofíceas não identificadas	260
Total	**2080**
BACILLARIOPHYTA	
Família: Coscinodiscophyceae	
Melosira spp	52
Família: Fragilariophyceae	
Fragilaria spp	52
Família: Bacillariophyceae	
Gomphonema spp	208
Total	**312**
ZYGNEMAPHYCEAE	
Família: Desmidiaceae	
Closterium spp	52
Família: Zygnemaceae	
Zygnema spp	104
Total	**156**
EUGLENOPHYCEAE	
Família: Euglenaceae	
Euglena spp	*208*

Trachelomonas spp	104
Total	**312**
RHODOPHYCEAE	
Família: Batrachospermaceae	
Batrachospermum spp	52
Total	**52**
XANTHOPHYCEAE	
Família: Characiopsidaceae	
Characiopsis spp	104
Total	**104**
Organismos não identificados	**572**
Total	**4680**

Tabela 5. Relação dos táxons de fitoplâncton identificados no reservatório de Itaipu na coleta de Agosto/2015

De forma geral as classes de fitoplâncton detectadas durante o estudo foram: *Cyanophycea/Cyanobacteria, Chlorophyceae, Bacillariophyta, Zygnemaphyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae, Rhodophyceae, Xanthophyceae*. A partir da Figura 11 é possivel observar que as classes mais representativas em todas as coletas foram as *Chlorophyceae, Cyanophycea* e *Bacillariophyta* e que as classes *Dinophycea* e *Cryptophyceae* não foram detectadas na amostragem de agosto/2015.

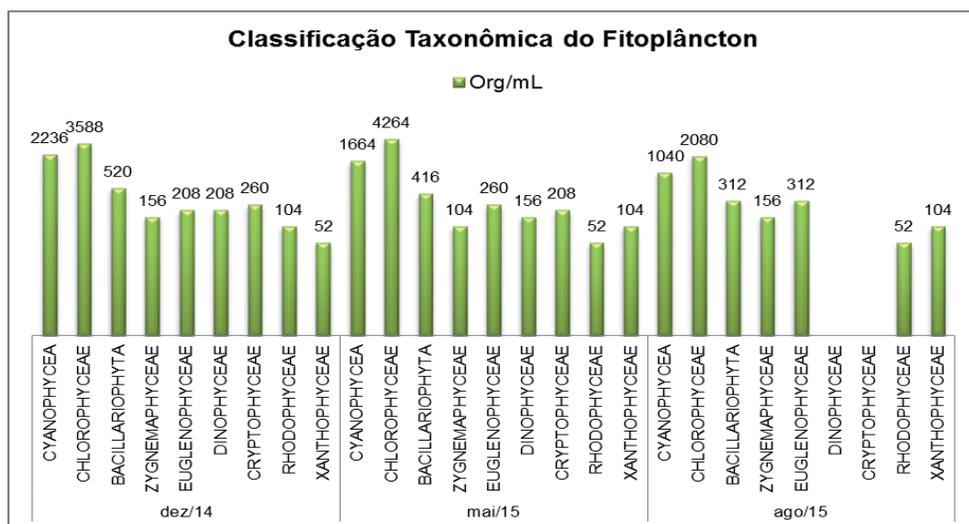



Figura 11. Abundância de fitoplâncton coletado em três estações do reservatório de Itaipu

Portanto, observou-se que o mês de maio/2015 apresentou as maiores concentrações de organismos, com 8268 Org.mL^{-1}, seguido de dezembro/2014 com 8112 Org.mL^{-1} e agosto/2015 com 4.628 Org.mL^{-1}.

No trabalho desenvolvido por Ribeiro Filho (2006), com coletas trimestrais realizadas entre 1999 e 2004, sobre a comunidade fitoplânctonica do reservatório de Itaipu, observou-se a dominância de *Cyanophyceae* no reservatório, atingindo média total de 7771 Org.mL^{-1}, e para a zona lacustre de 2972 Org mL^{-1}. As algas pertencente a Classe *Chlorophyceae* corresponderam ao segundo grupo mais abundante, registrando densidade média entre as zonas fluvial, transição e lacustre de 234 Org.mL^{-1}. Quanto as algas pertencentes à classe *Bacillariophyceae* apresentaram densidade média, para todo reservatório, de 212 Org.mL^{-1}. Este grupo foi mais abundante na zona de transição, com densidade média de 232 Org mL^{-1}.

O monitoramento da Itaipu Binacional realizado nas estações de coleta E-13 e E-20 que compreendem o mesmo braço do reservatório analisado neste estudo, no período entre novembro de 2013 e agosto de 2014, demonstraram que a predominância para todas as coletas foi das algas *Cyanophycea*, exceto para a coleta de Agosto/2014 quando a predominância foi dos fitoflagelados, sendo que para os meses de novembro/2013, março e maio/2014 este grupo ocupou a segunda possição, ficando a frente das *Chlorophyceae.*

5.4 ENQUADRAMENTO TAXONÔMICO DO ZOOPLÂNCTON

Na amostragem realizada em dezembro/2014 (Tabela 6) foram observadas três classes e cinco famílias. A classe mais representativa foi a *Rotifera* (390 Org/m³), seguida da *Cladocera* (341 Org/m³) e *Copepoda* (98 Org/m³).

ROTIFERA	Org/m³
Família: Brachionidae	
Brachionus spp	244
Colurella spp	98
Família: Trichocercidade	
Trichocerca spp	49
Total	**390**
CLADOCERA	
Família: Moinidae	
Moina spp	146
Família: Bosminidae	
Bosmina spp	195
Total	**341**
COPEPODA	
Família: Cyclopoida	
Mesocyclops spp	98
Total	**98**
Observado: Diptera	
Total	**829**

Tabela 6. Relação dos táxons de zooplâncton identificados no reservatório de Itaipu na coleta de Dezembro/2014

Na amostragem realizada em maio/2015 (Tabela 7) foram observadas três classes e cinco famílias. A classe mais representativa foi a *Rotifera* (537 Org/m³), seguida da *Copepoda* (390 Org/m³) e *Cladocera* (243 Org/m³).

ROTIFERA	Org m³
Família: Brachionidae	
Brachionus spp	341
Colurella spp	146
Família: Hexarthridae	
Hexartha spp	49
Total	**537**
CLADOCERA	
Família: Moinidae	
Moina spp	48
Família: Bosminidae	
Bosmina spp	195
Total	**243**
COPEPODA	
Família: Cyclopoida	
Mesocyclops spp	195
Tropocyclops spp	195
Total	**390**
Observado: Diptera	
Total	**1170**

Tabela 7. Relação dos táxons de zooplâncton identificados no reservatório de Itaipu na coleta de Maio/2015

Na amostragem realizada em agosto/2015 (Tabela 8) foram observadas três classes e quatro famílias. A classe mais representativa foi a *Rotifera* (390 Org/m³), seguida da *Copepoda* (195 Org/m³) e *Cladocera* (146 Org/m³).

ROTIFERA	Org m³
Família: Brachionidae	
Brachionus spp	195
Colurella spp	98
Keratella spp	98
Total	**390**
CLADOCERA	
Família: Moinidae	
Moina spp	98
Família: Sididae	
Diaphanosoma spp	49
Total	**146**
COPEPODA	
Famíia: Cyclopoida	
Mesocyclops spp	146
Tropocyclops spp	49
Total	**195**
Observado: Diptera	
Total	**732**

Tabela 8. Relação dos táxons de zooplâncton identificados no reservatório de Itaipu na coleta de Agosto/2015

Conforme apresentou as Tabelas 6 7 e 8 as classes de zooplâncton detectadas foram: *Rotifera, Cladocera e Copepoda*. A Figura 12 demonstra graficamente os táxons de zooplâncton identificados de acordo com as classes e o período de coleta.

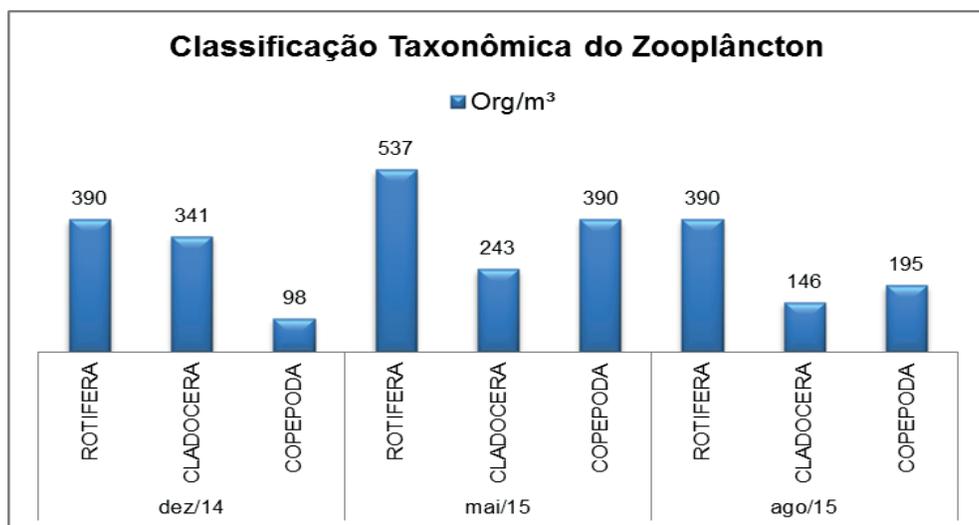



Figura 12. Abundância de zooplâncton coletado em três estações do reservatório de Itaipu

Na coleta de dezembro/2014 foram encontrados 829 Org/m³, em maio/2015 registrou-se 1170 Org/m³ e em agosto/2015 a coleta registrou 732 Org/m³. Sendo assim, observa-se que o mês com maior abundância de zooplâncton foi o de maio/2015, seguido por dezembro/2014 e agosto/2015, assim como ocorreu para o fitoplâncton. Quanto a predominância das classes, nota-se que a Rotifera destacou-se para todas as coletas. A classe *Copepoda* apresentou concentrações menores que a *Cladocera* na coleta de dezembro/2014, no entanto nas coletas seguintes (maio/2015 e agosto/2015) a *Copepoda* foi superior.

O monitoramento da Itaipu Binacional realizado nas estações de coleta E-13 e E-20 que compreendem o mesmo braço do reservatório analisado neste estudo, no período entre novembro de 2013 e agosto de 2014, demonstraram que a classe *Copepoda* predominou em todas as coletas, diferentemente deste trabalho, no qual a predominância foi da classe *Rotifera*. Observa-se também que a classe *Copepoda* permaneceu na segunda posição e os *Cladoceros* foram os menos representativos, o que também ocorreu para este estudo em alguns meses. Por fim, assim como nas análises realizadas para esta dissertação o mês de agosto foi o que apresentou as menores concentrações de zooplâncton.

5.5 MERCÚRIO TOTAL NOS COMPARTIMENTOS ANALISADOS

No primeiro momento (dezembro/2014) foram analisados quanto ao Hg total o fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos, e posteriormente (maio e agosto/2015) foi analisado o sedimento e os peixes.

Ao aplicarmos a análise de variância foi observado que os pressupostos de homogeneidade e homocedasticidade das variâncias não foram atingidos e um teste não paramétrico similar foi aplicado. A análise de variâncias não paramétrica (Kruskal-Wallis) indicou que houve diferença significativa entre os grupos analisados (Figura 13), sendo os maiores valores de Hg total observados para os grupos fitoplâncton (145,08 $ng.g^{-1}$) e zooplâncton (87,62 $ng.g^{-1}$) e os menores valores observados para peixes (1,59 $ng.g^{-1}$) que foram também superados por sedimento (8,69 $ng.g^{-1}$) e zoobentos (32,59 $ng.g^{-1}$).

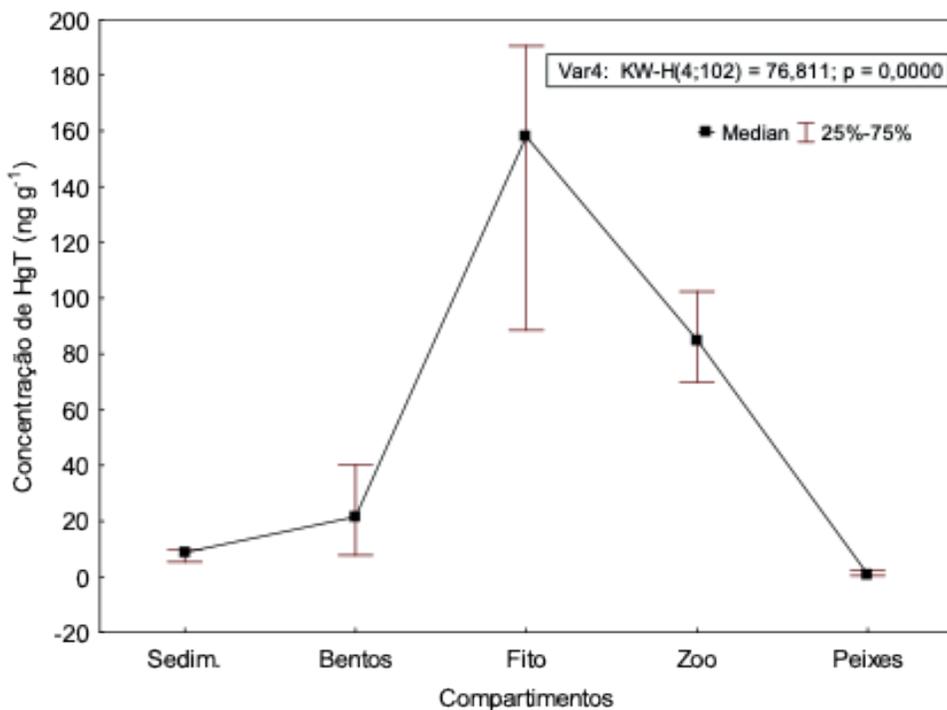



Figura 13. Concentrações de HgT ($ng.g^{-1}$) em diferentes matrizes coletadas no reservatório de Itaipu

Apesar da carência de estudos utilizando todos os componentes do ecossistema como o realizado nesta pesquisa, a predição de consenso entre pesquisadores é de que o grupo peixes deveria conter maiores concentrações do mercúrio que os demais compartimentos inferiores. No entanto, o estudo realizado revela que para este ambiente a biomagnificação do Hg é inferior à esperada, sendo as maiores concentrações de Hg observadas no fitoplâncton.

É pouco conhecido o processo de bioacumulação do Hg no fitoplâncton, mas se sabe que a principal forma de obtenção do Hg é a partir do Hg presente na água, pois o fitoplâncton é capaz de assimilar o Hg por meio de processos passivos de adsorção e absorção (FISHE *et al*, 2002; CASTILHOS e RODRIGUES, 2008).

Observa-se que os peixes, mesmo os filtradores, apresentaram baixas concentrações de Hg total, demonstrando que provavelmente os peixes não estejam expostos ao mercúrio na sua forma passível de ser bioacumulada. Portanto no reservatório de Itaipu as concentrações expressivas de Hg total no fitoplâncton se comparado com os peixes, demonstram que o Hg detectado seja composto em sua maioria por Hg inorgânico e não por MeHg, esclarecendo as baixas concentrações de mercúrio nos peixes, tendo em vista o que Munthe *et al.,* (2007) menciona em seu trabalho, quando afirma que a maioria dos ambientes aquáticos contém Hg, porém o mesmo pode não estar facilmente disponível para a metilação.

Afinal, as formas inorgânicas do mercúrio são pouco absorvidas pelo trato digestivo dos peixes (±10%) e sua meia-vida biológica é baixa fazendo com que ele não se acumule ao longo da cadeia alimentar, ao contrário do MeHg que praticamente na sua totalidade é absorvido pelo trato digestivo em todos os níveis tróficos e tem enorme meia-vida, sofrendo então o processo de biomagnificação (LACERDA e MALM, 2008).

Todavia o MeHg e sua subsequente biomagnificação na cadeia trófica aquática depende de uma série de fatores que vão determinar o balanço das reações de metilação e desmetilação, fazendo com que haja ou não a metilação no meio ambiente de sua forma inorgânica e consequentemente o acesso a biota (BISINOTI e JARDIM, 2004; VILLAS BÔAS, 2001).

Essa hipótese de uma baixa representação de MeHg no Hg total do reservatório de Itaipu também pode estar atribuída a localização geográfica do ambiente estudado que apesar de ser um reservatório, e via de regra, conforme a literatura apresentar condições consideradas propícias ao processo de metilação do Hg (NASCIMENTO, 2006; LACERDA e MALM, 2008), caracteriza-se como uma região com ausência de eventos históricos ligados a mineração, tida como a principal fonte de mercúrio de origem antrópica para ambientes aquáticos (NASCIMENTO E CHASIN; PORVARI, 1995).

Outro fator relevante é que o reservatório de Itaipu possui 33 anos de existência, e, portanto, conforme alguns estudos indicam os teores de Hg tendem retroceder a normalidade, ou seja, aos teores prévios da formação do reservatório após 20 a 30 anos de represamento (VERDON *et al.,* 1991 *apud* CASTILHOS e RODRIGUES, 2008).

Além disso, o monitoramento físico-químico da água superficial nos pontos de coleta, onde foram obtidas as matrizes ambientais deste estudo demonstrou que as características biogeoquímicas do ambiente encontram-se estáveis e as condições de oxigênio dissolvido, pH, clorofila a, temperatura e transparência estão dentro dos padrões estabelecidos pela legislação, exceto para o fósforo. Portanto de modo geral, o ambiente não apresentou características biogeoquímicas propícias ao processo de metilação do Hg.

5.6 MERCÚRIO TOTAL NOS COMPARTIMENTOS ANALISADOS POR PONTOS DE COLETA

As amostras de zoobentos, sedimento, fitoplâncton e zooplâncton foram coletadas em 3 pontos no braço do reservatório de Itaipu determinado para este estudo e a amostragem foi composta por 4 réplicas de cada compartimento para cada ponto. Os resultados das concentrações de Hg total por amostra, bem como suas réplicas e pontos são descritos na Tabela 9.

Ponto	Amostras	Zoobentos	Fitoplâncton	Zooplâncton	Sedimento
1	1	8,9	144	96	6,95
	2	26,3	101,5	75,5	9,50
	3	49,4	177	55,5	9,20
	4	64,1	257	53,5	8,30
	Média	**37,18**	**169,88**	**70,13**	**8,49**
	Dp	**24,44**	**65,79**	**19,91**	**1,14**
	CV	**0,66**	**0,39**	**0,28**	**0,13**
2	1	146,5	287	81,7	15,50
	2	0	192	85	9,95
	3	31,1	172	108,7	9,20
	4	6,1	189	85	11,50
	Média	**45,92**	**210**	**90,1**	**11,54**
	Dp	**68,39**	**52,08**	**12,50**	**2,81**
	CV	**1,49**	**0,25**	**0,14**	**0,24**
3	1	23	20	89	5,25
	2	7	24,5	142	4,90
	3	20,1	79,5	115,5	5,50
	4	8,6	97,5	64	5,10
	Média	**14,67**	**55,37**	**102,62**	**5,19**
	Dp	**8,05**	**38,99**	**33,63**	**0,25**
	CV	**0,55**	**0,70**	0,33	0,05

Tabela 9. Média, desvio padrão e coeficiente de variação das concentrações de Hg total ($ng.g^{-1}$) por compartimento e por ponto

Para avaliar as diferenças nas concentrações de Hg total entre os grupos componentes do ecossistema foram aplicadas análises de variâncias (ANOVA unifatorial), conforme apresenta a Figura 14. Em caso de diferenças significativas, foi aplicado o teste de Tukey para identificar o nível do fator (componente do ecossistema) que foi diferente. Quando os pressupostos de normalidade (teste Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (teste Levene) não foram alcançados, foi aplicado o teste não-paramétrico correspondente (Kruskal-Wallis), seguido de um teste de mediana.

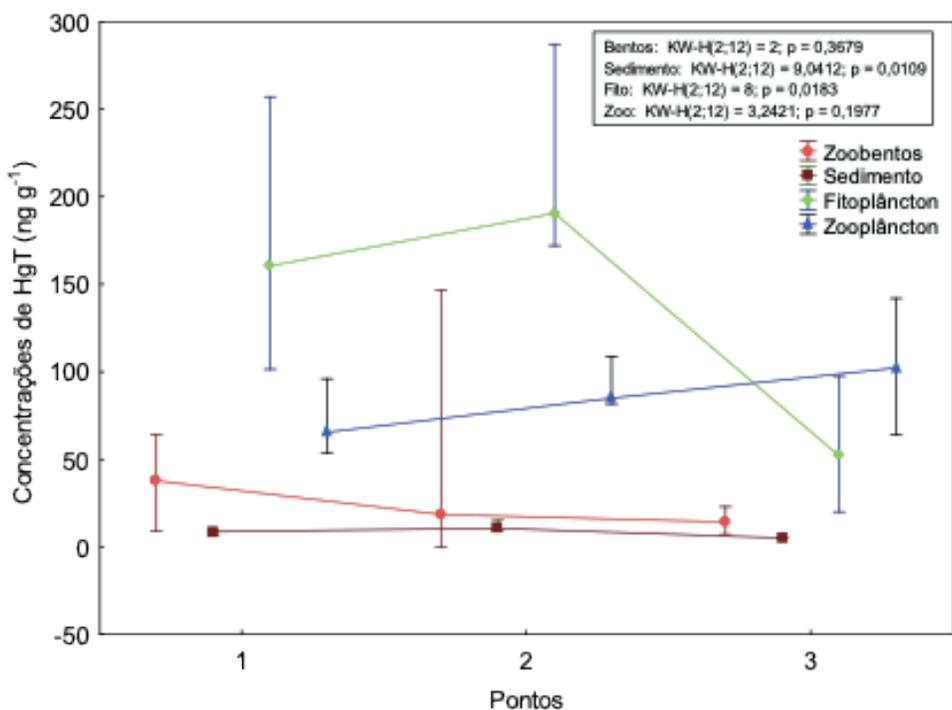



Figura 14. Concentrações de HgT (ng.g^{-1}) nos pontos de coleta e nos compartimentos

Os resultados amostrais revelaram que espacialmente houve diferença significativa ($p<0,05$) em relação à concentração de Hg total no sedimento, sendo os maiores valores encontrados em P2 (11,54 ng.g^{-1}) e os menores em P3 (5,19 ng.g^{-1}). Também foi observada diferença espacial na concentração de Hg total no fitoplâncton, sendo os maiores valores observados em P2 (210 ng.g^{-1}) e o menor em P3 (55,37 ng.g^{-1}). Para zooplâncton e zoobentos não foram observadas diferenças estatisticamente siginificativas ($p<0,05$) entre os pontos de coleta. No entanto, se pode observar uma tendência ao aumento da concentração de Hg total do zooplâncton no sentido do ambiente lêntico para o ambiente lótico. Para o zoobentos esta relação foi inversa com tendência a redução no sentido de lêntico para lótico.

Os maiores valores de Hg total no P1 e P2 para fitoplâncton e sedimento, indicam que possivelmente as regiões mais afetadas pela presença de Hg são as de cabeceira do rio Ocoí e próximo a sua foz, sendo que neste ambiente o braço do reservatório é mais estreito, e portanto, sofre maior influência das margens. A tendência a maiores valores de zooplâncton para as regiões lóticas indicam que possivelmente nesses locais a taxa de consumo do zooplâncton sobre o fitoplâncton tenha sido maior, indicando uma biomagnificação do mercúrio. O zooplâncton possui uma posição muito importante na cadeia alimentar aquática, pois é o elo entre o fitoplâncton e os níveis tróficos superiores,

como peixes, onde principalmente em seus primeiros dias de vida são consumidores do zooplâncton (NASCIMENTO, 2006).

Conforme estudos indicados na Tabela 10, as concentrações de Hg no plâncton são bastante variáveis, indicando que os resultados desse estudo corroboram os observados em vários estudos no Brasil e no Mundo.

Localidade	Miníma – máxima concentração (ng.g^{-1})	Trabalhos
Lago Rio Negro (AM)	242-452	Pacheco-Peleja, 2002
Lago Rio Tapajós (AM)	150-264	Pacheco-Peleja, 2002
Reservatório Ribeirão das Lages (RJ)	30-100	Palermo, 2002
Reservatório Quebec (Canadá)	4-309	Tremblay *et al.,* 1998
Reservatório U.H.E Samuel (RO)	34-337	Nascimento, 2006

Tabela 10. Concentração de Hg total (ng.g^{-1}) no plâncton de diferentes localidades

Dentre os compartimentos, os zoobentos apresentaram concentrações superiores somente em relação ao sedimento, evidenciando que estes organismos podem acumular Hg a partir dos detritos, da matéria vegetal, de tecidos animais, ou da água, dependendo de seu mecanismo de alimentação (CASTILHOS e RODRIGUES, 2008). E embora normalmente os níveis de concentração detectados em zoobentos sejam baixos, a presença de Hg em mesmo nessas condições pode representar riscos para o ecossistema (TUNDISI *et al.,* 2008). O que impulsionou nos últimos anos o aumento do número de estudos relativos às concentrações de metais em populações de macro invertebrados aquáticos, através do estabelecimento destes organismos como bioindicadores (TUNDISI *et al.*, 2008).

Todavia, apesar dos riscos associados às concentrações de mercúrio no ecossistema aquático, poucos estudos foram realizados sobre o Hg na região oeste do paraná, sendo somente possível relatar o trabalho desenvolvido por Agustini e Mucelin (2009), que detectaram elevadas concentrações de Hg no bivalve exótico *Limnoperna fortunei* (mexilhão dourado), capturado aderido a tanques redes no reservatório de Itaipu. As concentrações registradas foram da ordem de $1{,}63 \times 10^5$ ng.g^{-1} de Hg, sendo atribuídas segundo o autor, principalmente aos seguintes fatores: transporte de sedimentos contaminados com o metal pelos afluentes do reservatório; manejo agropecuário inadequado; má conservação do solo; uso abusivo de agrotóxicos; despejo de esgoto urbano; efluentes industriais e descarte de lixo nos corpos d' água (AGUSTINI e MUCELIN, 2009).

No estudo de Castro (2006) que investigou os efeitos que os metais lançados no Rio das Velhas (MG) exercem sobre os zoobentos, concluiu que os metais lançados no Rio das Velhas e em seus afluentes modificam e impactam a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Ressaltando que tratam-se de um dos primeiros elos da complexa comunidade dos ecossistemas aquáticos e podem ser os primeiros a serem impactados pelos metais e por outros contaminantes tóxicos.

Todavia segundo Vieira e Alho (2004), os níveis de mercúrio total em moluscos ou zoobentos registrados na literatura são extremamente variáveis em função da espécie indicadora, carga poluidora e distância da fonte emissora. Em seu trabalho desenvolvido na Bacia do rio Bento Gomes (MT) os níveis de Hg variaram de “não detectáveis” a $1,16x10^{6}$ $ng.g^{-1}$ na espécie *Ampularia canaliculata*. Foram também constatados teores de Hg elevados de $5,9x10^{5}$ $ng.g^{-1}$ em *Marisa planogira* e de $8,8x10^{5}$ $ng.g^{-1}$ em *Ampullaria escalaris.* Sendo que estas espécies provavelmente tenham apresentado índices mais elevados se comparados a este trabalho devido ao tamanho dos organismos, visto que nesta pesquisa os organismos que predominaram nas coletas foram os macroinvertebrados bentônicos das famílias *Thiaridae* e *Corbiculidae* e subclasse *Oligochaeta.*

Quanto as concentrações de Hg total no sedimento, no trabalho desenvolvido por Silveira *et al.,* (2000) *apud* Castilhos e Rodrigues (2008) foram detectados valores baixos entre 20 e 160 $ng.g^{-1}$. Enquanto que no estudo de Mascarenhas (2004) que avaliou a concentração de mercúrio em sedimentos e material particulado no rio Acre (AC) encontrou teores de Hg nos sedimentos de fundo variaram entre 18 a 18,4 $ng.g^{-1}$, com média de 54 ± 34 $ng.g^{-1}$.

5.7 MERCÚRIO TOTAL NOS PEIXES

A composição da assembleia ictiofaunistica compreendeu três espécies de diferentes hábitos alimentares, com o objetivo de abranger diferentes níveis da cadeia alimentar. O mapará (*Hypophthalmus edentatus*) representa a espécie plânctonica e filtradora, o armado *(Pterodoras granulosus)* a onívora e o Tucunaré *(Cichla monoculus)* a espécie piscívora. A Figura 15 apresenta a análise de variância ANOVA não paramétrica realizada com as concentrações de Hg total para as três espécies de peixes que compõem este estudo.

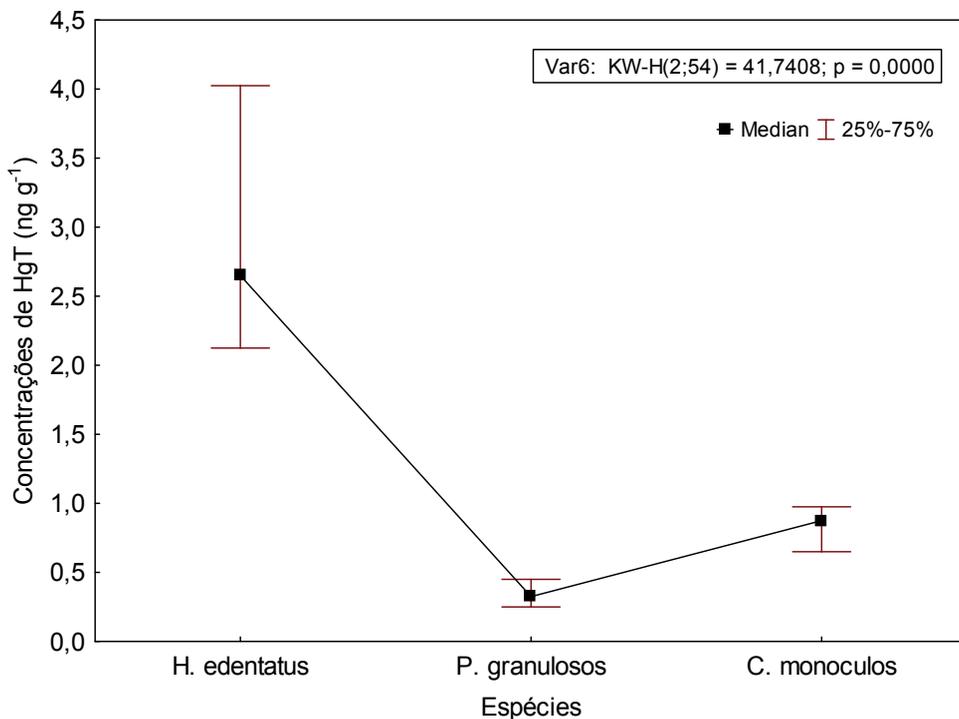



Figura 15. Concentrações de HgT ($ng.g^{-1}$) nas espécies de peixes coletadas no reservatório de Itaipu

Os resultados demonstram que houve diferença significativa ($p<0,05$) entre as espécies analisadas neste estudo, sendo os maiores valores da concentração de Hg total observados para o filtrador *H. edentatus* (3,20 ng g^{-1}), seguido do piscívoro *C. monoculus* (0,95 ng g^{-1}), enquanto os menores valores foram observados para o onívoro *P. granulosus* (0,35 ng g^{-1}).

As maiores concentrações de Hg total para o *H. edentatus* pode estar associado as elevadas concentrações de Hg detectadas no fitoplâncton. Essa espécie de peixe possui hábito alimentar filtrador e habita principalmente regiões mais lênticas do reservatório, onde condições bióticas e abióticas para proliferação do plâncton são mais favoráveis (AMBROSIO *et al.,* 2001). Inclusive, o sucesso do *H.edentatus* no reservatório de Itaipu após o represamento é associado a elevada produção de plâncton desse período, a qual disponibilizou alimento de forma abundante e conduziu o mapará a condição de uma das três espécies mais capturadas no reservatório (CECILIO *et al.,* 1997).

O fato das concentrações de Hg total para a espécie piscívora (*C. monoculus*) terem apresentado níveis inferiores ao peixe filtrador indica que o caminho percorrido pelo Hg provavelmente não é predominantemente passando pelo tucunaré. Sabe-se que a predação do *H. edentatus* no reservatório de Itaipu, ocorre preferencialmente pela espécie *P.squamossissimus* (corvina) (AMBROSIO *et al.,* 2001).

Outro fator que por ventura esteja relacionado com este resultado é que a construção de um reservatório pode ocasionar mudanças no hábito e comportamento alimentar dos peixes, e essas alterações interferem na bioacumulação do Hg (VIDAL, 2009 *apud* DANIEL *et al.,* 2004). No estudo de Palermo *et al.,* (2004), desenvolvido no reservatório de Tucuruí, observou-se que os peixes planctívoros passaram a ingerir itens de origem animal e, consequentemente, apresentaram concentrações de Hg semelhantes às dos peixes de topo de cadeia alimentar. Assim como no estudo de Bastos *et al*., (2008) que encontrou concentrações próximas de Hg total em *C. monoculus* (524 $ng.g^{-1}$) e *H. edentatus* (516 $ng.g^{-1}$), evidenciando que outras espécies de hábito alimentar filtrador apresentaram concentrações inferiores, com valores entre 38 e 153 $ng.g^{-1}$.

Os teores mais elevados particularmente no *H. edentatus* também pode estar relacionado com o hábito da espécie de migrar verticalmente pela coluna d'água, e, portanto isto pode estar contribuindo para que esta espécie fique mais exposta. Enquanto isso a espécie *P. granulosus* tende a permanecer na região bentônica e o *C. monoculus* em áreas de água mais limpa e na região pelágica (LACERDA e MALM, 2008; MARQUES e RESENDE, 2005)

Sabe-se também que os peixes de ambientes aquáticos tropicais apresentam uma elevada adaptabilidade trófica, em função das variações na disponibilidade temporal e espacial dos recursos (SILVA, 2006) e estas alterações podem estar relacionadas com as variações entre as concentrações encontradas neste trabalho que analisou três espécies com hábitos alimentares distintos. No estudo de Daniel *et al.,* (2013) também detectou-se ampla variação entre as concentrações de Hg total, mesmo analisando um grupo mais restrito, neste caso somente espécies piscívoras, assim como no estudo de Bastos *et al*., (2013) que mesmo analisando grupos semelhantes, tais como peixes carnívoros, detectou-se uma variabilidade considerável de Hg entre as espécies.

Portanto estudos relativos a concentração de Hg em peixes tem se difundido na últimas décadas, e em países desenvolvidos como nos EUA as pesquisas são sistemáticas e contínuas, possibilitando traçar um panorama de todo o país quanto a presença de Hg em peixes. No estudo de Lowe *et al.,* (1985) *apud* Castilhos e Rodrigues (2008) por exemplo, foram avaliados os teores de Hg em peixes de água doce coletados entre os anos de 1978 a 1981 em 112 estações espalhadas por todo o país, sendo que 93 delas estavam localizadas em rios e 19 em grandes lagos e canais, além disso também foram obtidos dados quanto a peso e comprimento dos espécimes. Os resultados apontaram que a concentração média de todos os peixes amostrados foi de 110 $ng.g^{-1}$, sendo que as concentrações mínimas observadas foram de 10 $ng.g^{1}$ e máxima de 770 $ng.g^{-1}$.

Outro estudo realizado nos EUA por Bahnick *et al.,* (1994) *apud* Castilhos e Rodrigues (2008) analisou 664 espécimes de 314 pontos de coleta ao longo do país, abrangendo cinco espécies de peixes demersais (habito alimentar baseado em animais que vivem no sedimento) e cinco denominadas "game species" (habito alimentar piscívoro e habitat na região pelágica). Os resultados apontaram concentração média de 260 $ng.g^{-1}$ e teores mínimos e máximos de 47 e 1800 $ng.g^{-1}$ respectivamente.

No Brasil o trabalho de Aula *et al.,* (1995) *apud* Castilhos e Rodrigues (2008) avaliou a concentração de Hg total em peixes do reservatório do Tucuruí e áreas no seu entorno, foram analisados 230 indivíduos de 7 espécies de diferentes níveis tróficos entre setembro de 1990 e março de 1991. Os resultados apontaram médias de concentração de mercúrio abaixo de 500 ng.g^{1}, para as espécies não piscívoras, e acima de 500 ng.g^{-1} para espécies piscívoras, atingindo a maior média de 2600 ng.g^{-1} em espécimes de piranha, outro fator que o autor observou foi que houve variabilidade de 50 a 100% entre os teores de mercúrio para cada espécie e local analisado.

Pode-se citar também o trabalho de Kehring *et al.,* (1998) que analisou MeHg em peixes coletados do reservatório de Balbina em março de 1996, totalizando 32 exemplares de cinco espécies diferentes, sendo que os autores encontraram concentrações de MeHg representando de 80 a 100% do mercúrio total, variando entre concentrações de 60 a 700 ng.g^{-1}.

No estudo de Ferreira (2006), que avaliou as concentrações de Hg total em peixes de três espécies, sendo duas delas com hábito alimentar iliófago (*Geophagus brasiliensis* e *Mugil sp*) e a outra com hábito carnívoro (*Centropomus sp*), totalizando 60 exemplares obtidos da lagoa Rodrigo de Freitas no Rio de Janeiro, os resultados apontaram uma ampla dispersão entre os teores encontrados, com valores entre 1 e 105 ng.g^{-1} para os iliofágos e 6 a 41 ng.g^{-1} para a espécie carnívora.

Ainda é possível citar trabalhos que avaliaram peixes conforme seu hábito alimentar, como no estudo de Brasil *et al*, (2004) avaliando as concentrações de Hg em peixes de diferentes hábitos alimentares no reservatório da UHE – Samuel, encontrando uma média de 677 ng.g^{-1} para os peixes carnívoros seguido pelos peixes planctívoros com 469 ng.g^{-1}.

Na pesquisa de Porvari (1995) realizada no reservatório da U.H.E. Tucuruí (PA), os resultados mostraram concentrações de mercúrio elevadas em peixes carnívoros, seguido pelos planctívoros, o que sugere também valores de mercúrio elevados para a comunidade planctônica. Porém, apesar dos esforços em relação a estudos deste poluente em reservatórios da região Amazônica, ressalta-se que a necessidade de investimentos principalmente voltados a sistematização dos trabalhos para melhor compreender a mobilidade do mercúrio dentro da cadeia alimentar aquática.

No Paraná cita-se o estudo de Benelle *et al.,* (2013) que avaliou os teores de mercúrio em peixes de dez espécies, totalizando 83 espécimes dos reservatórios de Salto Santiago e Salto Osório situados no Rio Iguaçu, e os resultados apresentaram em termos gerais para peixes herbívoros entre 127,75 e 137,91 ng.g^{-1}, detritívoros entre 34 e 111,70 ng.g^{-1}, onívoros entre 58 e 209,70 ng.g^{-1} e piscívoros entre 23,17 e 559,30 ng.g^{-1}, portanto apresentou teores relativamente baixos e com ampla variação.

Portanto pesquisas voltadas para a geração de um diagnóstico da possível contaminação por Hg, bem como o entendimento da dinâmica deste em ambientes tropicais, é fundamental para que se possa entender o ciclo biogeoquímico do mercúrio, além disso, é de grande valia estudos desta natureza incorporarem aspectos de saúde pública, bem como sua importância na preservação da riqueza e da biodiversidade (BISINOTI e JARDIM, 2004).

5.8 MERCÚRIO TOTAL E COMPRIMENTO PADRÃO DOS PEIXES

Nesta pesquisa adotou-se exemplares de peixes com tamanhos variados, conforme observa-se nas Tabelas 11, 12 e 13 que apresentam a biometria de cada espécime, bem como a concentração de Hg total detectada.

5.8.1 Mapará (Hypophtalmus edentatus)

A biometria dos exemplares da espécie *Hypophtalmus edentatus* apresentou comprimento total médio de 26,06 ± 2,29 cm e comprimento padrão médio de 22,12 ± 1,74 e quanto a peso médio obteve-se 140,63 ± 32,40 g. Quanto a concentração de Hg total o valor médio foi de 3,20 ± 1,30 $ng.g^{-1}$. conforme a Tabela 11 representa.

Amostra	CT (cm)	CP (cm)	P (g)	HgT ($ng.g^{-1}$)
1	25,50	22,00	136,60	1,65
2	26,00	22,00	130,83	4,95
3	26,50	22,50	145,07	1,55
4	28,20	24,20	171,11	4,75
5	26,50	22,40	172,95	2,70
6	27,40	23,50	151,54	6,10
7	25,70	21,40	122,63	1,80
8	26,00	21,60	164,41	2,20
9	26,70	22,60	152,12	2,40
10	23,60	19,60	87,45	2,80
11	24,00	21,20	113,54	5,00
12	24,10	21,00	133,72	3,60
13	19,00	17,00	47,20	2,50
14	25,20	23,00	133,74	4,15
15	28,80	22,10	135,54	3,55
16	27,00	22,50	137,03	3,90
17	28,10	23,70	154,71	2,05
18	26,50	22,00	173,79	1,80
19	29,90	25,50	193,10	2,60
20	26,40	22,60	155,50	2,60
Vmín	**19,00**	**17,00**	**47,20**	**1,55**
Vmáx	**29,90**	**25,50**	**193,10**	**6,10**
Média	**26,06**	**22,12**	**140,63**	**3,20**
DP	**2,29**	**1,74**	**32,40**	**1,30**

Tabela 11. Biometria e Hg total dos espécimes *de H. edentatus*

5.8.2 Armado (*Pterodoras granulosus*)

A biometria dos exemplares da espécie *Pterodoras granulosus* apresentou comprimento total médio de 44,55 ± 9,08 cm, comprimento padrão médio de 35,96 ± 7,36 cm e peso médio de 1482,22 ± 1965,12 g. Quanto a concentração de Hg total o valor médio foi de 0,35 ± 0,15 $ng.g^{-1}$. Conforme a Tabela 12 representa.

Amostra	CT (cm)	CP (cm)	P (g)	HgT ($ng.g^{-1}$)
1	41,40	31,00	712,62	0,65
2	37,10	31,00	698,65	0,15
3	40,90	36,90	1386,82	0,30
4	35,50	29,70	772,46	0,25
5	48,50	40,70	1780,79	0,35
6	36,50	26,30	473,05	0,25
7	54,40	41,50	1074,84	0,25
8	50,20	41,60	1755,67	0,35
9	49,60	40,60	1549,50	0,15
10	67,00	54,50	8116,44	0,45
11	N/C	36,00	782,77	0,25
12	37,10	29,40	485,34	0,50
13	41,00	32,30	652,19	0,50
14	40,00	32,00	509,90	0,45
Vmín	**35,50**	**26,30**	**473,05**	**0,15**
Vmáx	**67,00**	**54,50**	**8116,44**	**0,65**
Média	**44,55**	**35,96**	**1482,22**	**0,35**
DP	**9,08**	**7,36**	**1965,12**	**0,15**

Tabela 12. Biometria e Hg total dos espécimes de *P.granulosus*

5.8.3 Tucunaré (*Cichla monoculus*)

A biometria dos exemplares da espécie *Cichla monoculus* apresentou comprimento total médio de 35,41 ± 5,00 cm, comprimento padrão médio de 29,41 ± 4,49 cm e peso médio de 646,16 ± 275,94 g. Quanto a concentração de Hg total o valor médio foi de 0,95 ± 0,50 $ng.g^{-1}$. Conforme apresenta a Tabela 13.

Amostra	CT (cm)	CP (cm)	P (g)	HgT ($ng.g^{-1}$)
1	36,40	31,00	661,40	0,50
2	39,50	33,00	1043,96	0,65
3	41,70	35,40	943,01	2,30
4	42,00	35,60	1030,19	1,85
5	32,40	27,00	529,90	0,90
6	37,00	31,10	751,26	1,00
7	33,90	28,90	617,20	0,85
8	38,00	31,20	831,85	0,90
9	39,10	31,90	910,80	0,65
10	34,20	28,20	576,62	0,45
11	39,00	35,00	941,57	0,20
12	N/C	34,40	893,22	0,30
13	29,60	26,00	365,73	0,90
14	N/C	22,40	251,64	1,45
15	32,90	28,40	471,52	0,95
16	N/C	22,70	340,58	1,30
17	38,70	34,00	865,30	0,90
18	25,30	23,10	261,49	0,85
19	N/C	24,00	322,33	0,65
20	26,90	24,90	313,61	0,75
Vmín	**25,30**	**22,40**	**251,64**	**0,20**
Vmáx	**42,00**	**35,60**	**1043,96**	**2,30**
Média	**35,41**	**29,41**	**646,16**	**0,95**
DP	**5,00**	**4,49**	**275,94**	**0,50**

Tabela 13. Biometria e Hg total dos espécimes de *C. monoculus*

Para testar a influência do tamanho dos exemplares nas concentrações de Hg total foi realizada uma correlação linear entre o comprimento total e as concentrações dos exemplares. No caso de correlações significativas seria aplicada uma análise de Covariâncias (ANCOVA) tendo como variável continua o comprimento dos exemplares, variável dependente a concentração de Hg total e variável categórica as espécies. Os resultados dessa análise são descritos na Figura 16.

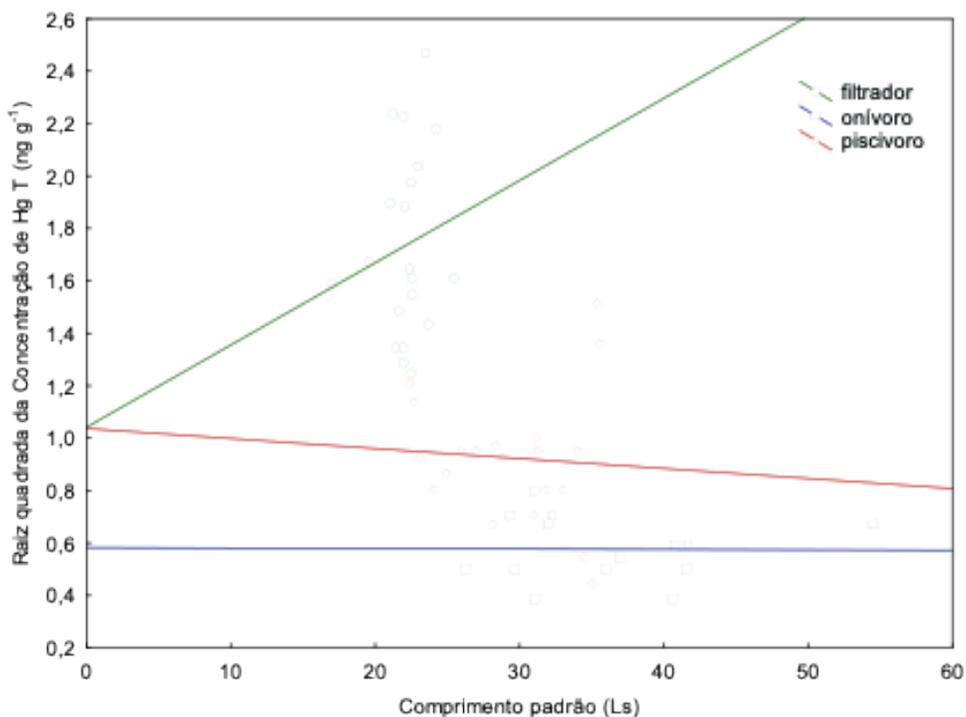



Figura 1126. Relação da concentração de HgT (ng g^{-1}) e o comprimento padrão

A análise da influência do tamanho corporal (Ls) e a concentração de mercúrio nas espécies de peixes indicou que não há associação entre a concentração de Hg e o comprimento dos exemplares. Apesar da reta de ajuste para a espécie de habito filtrador ter uma inclinação crescente, seu baixo r^2 indica uma pequena associação entre as variáveis.

Normalmente é esperado que a concentração de Hg aumente ao longo da vida do animal, portanto, peixes maiores e mais pesados teriam maiores concentrações de Hg no músculo (VIDAL, 2009 *apud* DANIEL *et al,* 2013), assim como ocorreu no trabalho de Daniel *et al.,* (2013), onde o comprimento padrão dos peixes piscívoros do reservatório de Balbina influenciou nas suas concentrações de Hg total.

As correlações positivas são, principalmente, observadas para os peixes piscívoros, mas também já foram observadas em espécies de peixes que possuem outros hábitos alimentares (Bastos *et al.,* 2008).

Por outro lado, existem estudos evidenciando a ausência de relação entre as concentrações de Hg e o comprimento dos exemplares (BASTOS *et al.,* (2008). Esses autores analisaram um total de 1100 peixes de 86 espécies coletadas na bacia do Rio Madeira entre 1987 e 2000, e nenhuma correlação significativa entre o comprimento ou peso e Hg total foram detectadas para qualquer espécie.

O trabalho de Ferreira (2006) que analisou três espécies de hábitos alimentares distintos, também não detectou qualquer correlação entre o comprimento total dos exemplares e as concentrações de Hg total, além disso, em seu trabalho ainda cita o mesmo ocorrido nas pesquisas de Liparisi *et al.* (2000) com peixes capturados em Niterói, e menciona que em áreas não contaminadas, esta correlação, mesmo em espécies consideradas predadoras não costuma estar presente.

A pesquisa de Fracalanza (2007), que avaliou as concentrações de mercúrio em peixes de diferentes níveis tróficos na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul também não encontrou tendências positivas entre peso e comprimento e os teores de Hg.

Sendo que a ausência de correlação pode estar associada à variabilidade no regime alimentar dos peixes, diluição por tamanho, à capacidade de migração, bem como a todos os outros fatores intrínsecos da espécie, níveis de Hg nos sedimentos, na matéria orgânica em suspensão e em organismos como plâncton e bentos (HOLANDA, 2008).

CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos com as análises de Hg total nos componentes do ecossistema aquático analisados neste estudo, conclui-se que o Hg total apresenta concentrações distintas nos diversos compartimentos. No entanto, a hipótese de que o gradiente de concentração obedece ao mesmo sentido do fluxo da cadeia alimentar na estrutura do ecossistema aquático não foi confirmada.

As maiores concentrações de Hg total no fitoplâncton podem estar associadas a capacidade deste grupo assimilar o Hg por meio de processos passivos de adsorção e absorção.

A espécie de peixes que apresentou as maiores concentrações de Hg total foi o *H. edentatus*, possivelmente por ser a única espécie de hábito alimentar filtrador analisada neste estudo, e conforme os resultados apresentaram as maiores concentrações de Hg total foram no fitoplâncton e zooplâncton.

Nesse estudo não foi observada associação entre o comprimento dos peixes e a concentração de Hg total para nenhuma espécie, e isto pode estar relacionado com a alta variabilidade no regime alimentar e a biodiluição.

O estudo da dinâmica do Hg total no Reservatório de Itaipu e a análise preliminar quando ao processo de biomagnificação demonstrou que as concentrações mais elevadas de Hg total em compartimentos de base de cadeia alimentar (fitoplâncton) e as concentrações mais baixas de Hg total em organismos topo de cadeia (peixes) indicam que provavelmente as condições biogeoquímicas deste ambiente não sejam propícias para a metilação do Hg.

Sugere-se para estudos futuros a contemplação de análises com maiores escalas temporais e espaciais quanto ao Hg total no reservatório de Itaipu, visando mitigar fatores que podem induzir as grandes variações nas concentrações de Hg total, além de análises de MeHg nos compartimentos, a fim de identificar a quantidade exata de Hg biodisponivel.

REFERÊNCIAS

ABUNJARA, F.; AGOSTINHO, A. A. Dieta *de Hypophthalmus edentatus* (Spix, 1829) (Spix, 1829) (Osteichthyes Hypophthalmidae) e variações de seu estoque no reservatório de toque no reservatório de Itaipu. **Acta Scientiarum** Maringá, v. 24, n. 2, p. 401-410, 2002.

AGOSTINHO, C.S.; MARQUES, E.E.; OLIVEIRA, R.J.; BRAZ, P.S. Feeding ecology of *Pterodoras granulosus* (Siluriformes, Doradidae) in the Lajeado Reservoir, Tocantins, Brazil. **Iheringia, Sér. Zool.,** Porto Alegre, v.99, n.3, p. 301-306, 2009.

AMBRÓSIO, A.M; AGOSTINHO A.A.; GOMES, L.C.; OKADA, E.K. The fishery and the fishery yield os *Hypophtalmus edentatus* (Spix, 1829), (Suliriformes Hypophtalmidae), in the Itaipu reserveoir, Paraná state, Brazil. **Acta Limnol. Bras.** v.13, n.1, p. 93-105, 2001.

ARAUJO LIMA, C.A.R.M.; AGOSTINHO, A.A.; FABRÉ, N.N. **Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs.** In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; TUNDISI, T.M. (eds) Limnolog in Brazil, p. 105-137. 1995

AGUSTINI. M. A. B.; MUCELIN. C. A. **Mexilhões dourado como bioindicadores da qualidade hídrica do reservatório do lago de Itaipu - PR**, 2009. Disponível em: < http://cacphp.unioeste.br/eventos/senama/anais/PDF/ARTIGOS/40_1269270557_ARTIGO.pd f. > Acesso em 15 jan. 2016.

BACCAN, N. Metais Pesados: Significado e Uso da Terminologia. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE CONTAMINANTES INORGÂNICOS, 9., IPEN, 2004, São Paulo. **Anais...** São Paulo: IPEN, 2004.

BAIRD, C. **Química Ambiental.** 2ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622p.

BASTOS, W.R.; REBELO, M.F.; FONSECA, M.F.; ALMEIDA, R.; MALM, O. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Acta Amazonica**, n. 3, vol. 38, p. 431-438, 2008.

BENELLE, C.A. ; PIANA, P.A. ; LESSA, AR ; DOMINGOS, LM ; ARAÚJO, P. C.; BIDONE, EDISON D ; BAUMGARTNER, D. ; CASTILHOS, Z. C. Mercury levels in Fish from Neotropical Hydroeletric Reservoirs at Iguaçu River Basin, Paraná State, Brazil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON MERCURY AS A GLOBAL POLLUTANT, 2013, Edimburgo. **Anais…** ICMGP - International Conference on Mercury as a Global Pollutant, 2013.

BISINOTI, M.C.; JARDIM, W.F. O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. **Quim. Nova.** v.27, n.4, p. 593-600, 2004.

BRASIL, D. B., ALMEIDA, R., NASCIMENTO, E. L., OLIVEIRA, R. C., Miyai, R. K., BASTOS, W. R.; SILVEIRA, E. G. Mercury in ictiofauna of Samuel Hydroelectric Reservoir, Amazon, Brazil. RMZ. **Materials and Geoenvironment.** v.51, p. 865-868, 2004.

BRASIL. Resolução n°357, de 17 de março de 2005. **Publicada no Diário Oficial da União.** nº 053, p.58-63. 18 mar. 2005.

_______ Resolução n°430, de 13 de maio de 2011. **Publicada no Diário Oficial da União.** 2011.

_______ Lei nº 6938 de 31 de agosto de 1981. Política Nacional de Meio Ambiente. **Publicada no Diário Oficial da União.** 2 set. 1981.

_______ Portaria n°685/98. **Publicado no Diário Oficial da União.** 27 ago. 1998.

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J.F. Jr. A vida nas águas das montanhas. **Ciência Hoje.** v.31, n.182, p. 68-71, 2002

CAMPOS, M.L.; SILVA, F.N.; FURTINI NETO, A.E.; GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.; ANTUNES, A.S. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesq. agropec. bras.** Brasília, v. 40, n. 4, p. 361-367, abr. 2005

CASTILHOS, Z.C.; RODRIGUES, A.P. **Avaliação da Potencial Acumulação de Mercúrio em Peixes dos Reservatórios (previstos) de Jirau e de Santo Antônio, Rio Madeira – RO.** Série de Estudos e Documentos, CETEM/MT, Rio de Janeiro, 2008.

CASTRO, S.V. **Efeitos de metais pesados presentes na água sobre a estrutura das comunidades bentônicas do alto Rio das Velhas – MG.** 2006. 110f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, 2006.

CAVALCANTE, A.L.M. **Parâmetros sanguíneos de tilápia (Oreochromis niloticus) no monitoramento ambiental do chumbo.** 2009.70f. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Saúde Pública) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, RJ.

CECILIO, E.B.; AGOSTINHO, A.A.; JULIO JR, H.F.; PAVANELLI, C.S. Colonização Ictiofaunística do Reservatório de Itaipu e Áreas Adjacentes. **Revta bras. Zool,** n.1, v.14, p. 1-14, 1997.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Água.**

Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 2006. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/relatorios/rios/rel_aguas_int_ 2005/rel_aguas_int_2005.zip>. Acesso: 15 de out. 2014.

CHAMBO, A.P.S. **Bioindicadores para determinação de metais pesados no reservatório da Itaipu Binacional, Paraná, Brasil.** 2011, 98f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia). Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Candido Rondon, 2011.

CLIMATEDATA. **Clima: Foz do Iguaçu**. Disponível em: < http://pt.climate-data.org/location/879808/>. Acesso em: 29 de fev. 2015.

COTTA, J. A. O. **Diagnóstico ambiental do solo e sedimento do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR).** 2003. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) - Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/75/75132/tde-17082004-110811/>. Acesso em: 29 de fev, 2015.

CUMMINS, K.W.; WILZBACH, M.A.; GATES, D.M.; PERRY, J.B.; TALIAFERRO, B.W. Shredders and Riparian Vegetation. **BioScience**, v. 39, n.1, p. 24-30, 1989.

DANIEL, S.S.; KASPER,D.; FORSBERG,B.R. Bioacumulação de mercúrio nos peixes piscívoros do reservatório de Balbina, Amazonas. In: II CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTIFICA PIBIC/CNPQ – PAIC/FAPEAM, Manaus, Anais... 2013.

DIAS, N.M.F.S. **Minamata Case Study. Departamento de Ambiente.** Ambicare. Portugal. 2004.

DUFFUS, J. H. “Heavy metals” – a meaningless term? **Pure and Applied Chemistry.** IUPAC - Tecnhical Report, v. 74, n. 5, p. 793-807, 2002.

ESTEVES, F.A.; CALIMAN, A. **Fundamentos de Limnologia.** 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.

FERREIRA, M.S. **Contaminação Mercurial em Pescado Capturado na Lagoa Rodrigo de Freitas – Rio de Janeiro.** 2006. 100p. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária), Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2006.

FERRIZ, R.A.; VILLARZ, C.A.; COLAUTTIZ, I.; BONETTO, C. Alimentación do *Pterodoras granutosus* (Pisees, Doradidae) en la baja cuenca del Plata. **Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.** v.2, n.21, p. 151-156, Buenos Aires, 2000.

FIORILLO, C. A. P. **Curso de Direito Ambiental Brasileiro.** São Paulo. Editora Saraiva, 6º edição, 2005. p.173 a 222.

FISHE, N. S.; HOOK, S. E. Toxicology tests with aquatic animals need to consider the trophic transfer of metals. **Toxicology,** v.181, p. 531-536, 2002.

FONTENELE, O.; J.T. PEIXOTO. **Apreciação sobre os resultados da introdução do tucunaré comum, Ciechla oceellaris (Bloch e Schneider, 1801), nos açudes do nordeste brasileiro através da pesca comercial**. Bol. Téc. DNOCS, v.37, n.2, p. 109-134, Fortaleza, 1979.

FRACALANZA, F.P. **Concentrações de mercúrio em peixes de diferentes níveis tróficos na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul.** 2007. 45p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2007.

FRY, C. J. **One-way analysis of variance.** In. Fry, J. C. (Ed.). Biological data analysis: A pratical approach. Oxford, Oxford University Press, pp. 1-39, 418p. 1993.

GERKING, S.D. **Feeding ecology of fish**. San Diego: Academic Press. 1994.

GOMES, M.V.T e SATO, Y. Avaliação da contaminação por metais pesados em peixes no rio São Francisco à jusante da represa de Três Marias, Minas Gerais, Brasil. **Saúde e Ambiente**. Duque de Caxias, v. 6, n. 1, p. 24-30, jan./jun. 2011

GOMIERO, L.M.; BRAGA, F.M.S. Pesca experimental do tucunaré, gênero *Cichla* (Osteuchthyes, cichidae) no reservatório da UHE de Volta Grande, Rio Grande**. B. Inst. Pesca**, v.29, n.1, p. 29-37, São Paulo, 2003.

GONÇALVES, F.B.; ARANHA, J.M.R. Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil). **Acta Biol. Par.** v.33, n.1, p.181-191, Curitiba, 2004.

GONÇALVES Jr, A. C., LUCHESE, E. B., LENZI, E. Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e cromo, em soja cultivada em Latossolo Vermelho Escuro tratado com fertilizantes comerciais. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 2, p. 173-177, 2000.

GOULART, M.D.C.; CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **FAPAM. Pará de Minas,** v. 2, n 1, nov. 2010.

HAHN, N.S.; JUNIOR MONFREDINHO, A.; FUGI, R.; AGOSTINHO, A.A. Aspectos da alimentação do aramado, *Pterodoras granulosus* em distindos ambientes do alto Rio Paraná. **Revista UNIMAR**, v.14, Maringá, 1992.

HACON, S.; ARTAXO, P.; GERAB, F.; YAMASOE, M. A.; CAMPOS, R. C., CONTI, L. F.; LACERDA, L. D. Atmospheric Mercury and Trace Elements in the Region of Alta Floresta in the Amazon Basin. **Wat, Air and Soil Pollut,** v.80, p. 273-283, 1993.

HERPETOFAUNA.**Peixes.** Disponível em: <http://www.herpetofauna.com.br/Peixes.htm >. Acesso em: 29 de fev, 2015.

HOLANDA, I.B.B. **Investigação das Concentrações de Mercúrio no Tecido Muscular e Hepático de Peixes (UHE-Samuel/Rondônia).** 2008. 37p. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas), Fundação Universidade Federal de Rondônia, Porto Veho, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Agropecuário 2006.** Disponível em: < http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?lang=&codmun=412570&idtema=3&search=paranalsao-miguel-do-iguaculcenso-agropecuario-2006> Acesso em 02 de março 2015.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESEVOLVIMENTO ECONOMICO E SOCIAL (IPARDES). **Caderno Estatístico do Município de São Miguel do Iguaçu.** Disponível em: < http://www.ipardes.gov.br/cadernos/Montapdf.php?Municipio=85877 > Acesso em 01 de março de 2015.

ITAIPU BINACIONAL. **Cultivando Água Boa. Cenário Local – A Bacia do Paraná 3**. Disponível em: < http://www.cultivandoaguaboa.com.br/o-programa/cenario-local-a-bacia-do-parana-3 > Acesso em 14 de fev de 2015.

ITAIPU. **Pesca ao tucunaré atrai 200 equipes de pescadores.** Disponível em < https://www.itaipu.gov.br/sala-de-imprensa/noticia/pesca-ao-tucunare-atrai-200-equipes-de-pescadores > Acesso em 12 de março de 2015.

ITAIPU. **Cheia dos rios Iguaçu e Paraná provoca espetáculo e alerta.** Disponível em: < http://www.itaipu.gov.br/sala-de-imprensa/noticia/cheia-dos-rios-iguacu-e-parana-provoca-espetaculo-e-alerta > Acesso em 5 de novembro de 2015.

ITAIPU BINACIONAL. **Reservatório.** Disponível em < https://www.itaipu.gov.br/energia/reservatorio > Acesso em 15 de fev de 2016.

KEHRING, H.A.; MALM, O.; AKAGI, H. GUIMARÃES, J.R.D.; TORRES, J.P.M. Methymercury in fish and hair samples from the Balbina Reservoir, Brazilian Amazon**. Environmental Research**, section A, n. 77, p. 84-90, 1998.

LACERDA, L.D.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos Avançados.** v.22, n.63, p. 173-190, 2008.

LACERDA, L.D.; MENEZES, C.F. O mercúrio e contaminação de reservatórios no Brasil. **Ciência Hoje,** v.19, n.110, p.43-39, 1995.

LORING, D.H.; RANTALA, R.T.T. Manual fr the geochemical analyses of marine sediments and suspendes particulate matter. **Earth-Science Reviews.** v.32, p. 235-283, 1992.

MALAVOLTA, E.; MORAES, M.F.; LAVRES JR., J.; MALAVOLTA, M. Micronutrientes e metais pesados - essencialidade e toxidez. Cap.4, p.117-154. In: PATERNIANI, E. (Ed.). **Ciência, agricultura e sociedade**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2006. 403p.

MARQUES, D.K.S.; RESENDE, E.K. **Distribuição do Tucunaré *Cichla* cf. *monoculus* (Osteichthyes, Cichlidae) no Pantanal.** Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa, Corumbá, 2005.

MASCARENHAS, A.F.; BRABO, E.S.; SILVA, A.P.; FAYAL, K.F.; JESUS, I.M.; SANTOS, E.C.O. Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material particulado no rio Acre, estado do Acre, Brasil. **Acta Amazonica,** n.1, v. 34, p. 61-68, 2004.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; NEUMANN-LEITÃO, S.; AGUENA, L.S.; MIYAHARA, J. Eutrofização da represa de Barra Bonitas: estrutura e organização da comunidade de Rotifera. **Rev. Brás. Biol.** v. 50, n.4, pp. 923-935, 1990.

MERÇON, F. LIMA, V.F.Metais Pesados no Ensino da Química. **Química Nova na Escola,** vol. 33, n. 4, Nov.2011.

MICARONI, R.C.C.M.; BUENO, M.I.M.S.; JARDIM, W.F. Compostos de Mercúrio. Revisão de Métodos de Determinação, Tratamento e Descarte. **Química nova**, n.4, v.23, p. 487-495, 2000.

MUNTHE, J.; BODALY, R.A.; BRANFIREUN, B.A.; DRISCOLL, C.T.; GILMOUR, .C.; HARRIS, R.; HORVAT, M.; LUCOTTE, M.; MALM, O.; Recovery of mecury contaminated fisheries. **AMBIO**, n. 36, v. 1, p. 33-44, 2007.

NAKATANI, K. BAUMGARTNER, G. LATINI, J.D. Morphological description of larvae of the mapará *Hypophtalmus edentatus* (Spix) (Osteichthyes, Hipohtalmidae) in the Itaipu reservoir, Paraná river, Brazil. **Revta bras. Zool.** v.15, n.3, p.687-696, 1998.

NASCIMENTO, E.S.; CHASIN, A.A.M. **Ecotoxicologia do Mercúrio e seus Compostos.** Salvador: CRA, 2001, 176 p. (Cadernos de Referência Ambiental, v. 1).

NASCIMENTO, F.L.; CATELLA, A.C.; MORAES, A.S. **Distribuição Espacial do Tucunaré, *Cichla* sp (Pisces Cichlidae), Peixe Amazônico Introduzido no Pantanal, Brasil.** Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa, Corumbá, 2001.

NASCIMENTO, E.L. **Concentração de Mercúrio no Plâncton e Fatores Ecológicos no Reservatório da U.H.E. – Samuel – Amazônia Ocidental (Rondônia / Brasil).** 119 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente). Universidade Federal de Rondônia, 2006.

NASCIMENTO, E.L.; GOMES, J.P.O.; ALMEIDA, R.; BASTOS, W.R; BERNARDI, J.V.E.; MIYAI, R.K. Mercúrio no plâncton de um lago natural amazônico, Lago Puruzinho, Brasil**. J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**,v. 2, n. 1, 2007.

NUNES, E.G. **Avaliação do Comportamento do Mexilhão Dourado (*Limnoperna Fortunei*) em Telas de Tanques Rede no Reservatório de Itaipu.** Foz do Iguaçu, 2010. 22f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental), União Dinâmica de Faculdades Cataratas, 2010.

OKADA, E. K.; AGOSTINHO, A. A.;GOMES, L. C. Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir the Itaipu Reservoir, Brazil. **Canadian Journal Fish Aquatic Science,** v.62, p.714-724, 2005.

OLIVEIRA, J.A.;CAMBRAIA, J.; CANO, M.A.O.; JORDÃO, C.P. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de aguapé e de salvínia. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal.** v. 13, n. 3, p. 329-341, 2001.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; MINTE-VERA, C.V. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu reservoir, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal Biology**, n.3ª, v. 64, p.447-458, 2004.

PACHECO-PELEJA, J. R. **Os fatores que influem no nível de mercúrio (Hg) na água e no plâncton de lagos associados aos rios Tapajós e Negro.** 2002. 75p. Dissertação (Mestrado) INPA/FUA, Manaus, 2002.

PALERMO, E. F. **Mercúrio e metilmercúrio em plâncton, peixe, material particulado em suspensão e sedimento superficial de um antigo reservatório tropical, Brasil.** In: PEREIRA, M. A. (Org.). Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica. Viseu: Piaget, 2002. v.1, p.219-27.

PALERMO, E.F.A.; KASPER, D.; REIS, T.S.; NOGUEIRA, S.; BRANCO, C.W.C.; MALM,O. Mercury Level increase in fish Tissues Downstream the Tucuruí Reservoir, Brazil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON MERCURY AS A GLOBAL POLUTANT, 7, Slovenia,. **Anais...,** Jose Stefan Intitute, 2004.

PARIZOTTO, A.A. **Bacia do Paraná 3.** Secretária de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Disponível em: < http://www2.itaipu.gov.br/aguaboa/encontroTrinacional/documentos/Bacia%20Hidrogr%C3%A1fica%20do%20Paran%C3%A1%20III.pdf > Acesso em 14 de jan. de 2015.

PASCALICCHIO, A.E. **Contaminação por Metais Pesados. Sáude Pública e Medicina Ortomolecular.** São Paulo: Annablume, 2002, 132 p.

PEREIRA, C.D.; QUINÁIA, S.P. Estudo do coeficiente de distribuição do Cr em águas naturais. **Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais.** Guarapuava, v. 3, n. 1, p. 27-37. Jan./Abr. 2007.

PEREIRA, R.S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos.** Instituto de Pesquisas Hidráulicas - UFRGS. Rio Grande do Sul, v. 1, n. 1, p. 20-36. 2004.

PIRES, K.S.; SILVA, J. **Determinação de Metais no Sedimento da Foz do Rio Ocoy - Tributário do Lago de Itaipu.** Medianeira, 2011. 57f. Trabalho de conclusão de curso (Tecnólogo em Tecnologia e Gestão Ambiental) - Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Medianeira. 2011.

PORVARI, P. Mercury levels of fish in Tucurui hydroelectric reservoir and in River Mojti in Amazonia, in the state of Pará, Brazil. **The Science of the Total Environment.** v.175, p. 109-117, 1995.

RABELO, H.; ARAUJO-LIMA, C.A.R. A dieta e o consumo diário de alimento de *Cichla monoculus* na Amazonia Central. **Acta Amazonica.** v.32, n.4, p. 707-724, 2002.

RIBEIRO FILHO, R.A. **Relações Tróficas e Limnológicas no Reservatório de Itaipu: uma analise do impacto da biomassa pesqueira nas comunidades planctônicas.** 2006. 139p.Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

RIBEIRO, S.C.A.; PARK, K.J.; HUBINGER, M.D.; RIBEIRO, C.F.A.; ARAUJO, E.A.F.; TOBINAGA, S. Otimização da desidratação osmótica de filés de mapará (*Hypophthalmus edentatus*) através da metodologia de superfície de resposta. **Ciênc. Tecnol. Aliment.,** v.28, n.2, p. 485-492, 2008.

SALOMONS, W.; FORSTNER, V. **Metals in Hidrocycle.** Berlin: Springer Verlag, 1984. 340p.

SALOMONS, W.; KERDIJK, H.; PAGEE, H.V; KLOMP, R.; SCHREUR, **A. Behaviour and Impact Assessment of Heavy Metal in Estuarine and Coastal Zones.** In: LACERDA, L. D.; SEELIGER, U.; PATCHINEELAM, S. (Eds.). Metals in Coastal environmental of Latin America. Berlin, New York: Springer, P.157-195, 1988.

SAMPAIO DA SILVA, D.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; CROSSA, M. Mercúrio nos Peixes do Rio Tapajós, Amazonia Brasileira. **Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente**. n.1, v. 1, p. 01-31, 2006.

SCHETAGNE, R.; DOYONB, J.F.; FURNIER, J.J.; Exporto f Mercury downstream from reservoirs **The Science of the Total Environment,** n. 260, p. 135-145. 2000

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HIDRÍCOS (SEMA). **Bacias Hidrográficas do Paraná – Série Histórica.** Curitiba, 2010. Disponível em: < http://www.meioambiente.pr.gov.br/arquivos/File/corh/Revista_Bacias_Hidrograficas_do_Parana.pdf > Acesso em 15 de maio 2015.

SILVA, M. R. C. **Estudo de sedimentos da bacia hidrográfica do Moji-Guaçu, com ênfase na determinação de metais.** 2002. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) - Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/75/75132/tde-02092002-165919/>. Acesso em: 29 de abril, 2015.

SILVA, C.C. **Dieta da comunidade de peixes da área de influencia da UHE de Balbina – rio Uatumã, Amazonas, Brasil.** Dissertação (Mestrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia e Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2006.

SIQUEIRA, G.W.; BRAGA, E.S.; PEREIRA, S.F.P.; SILVA, E. Distribuição do mercúrio em sedimentos de fundo no estuário de Santos, São Paulo, Brasil. **R. Esc. Minas, Ouro Preto**. v.57, n.4, p. 309-316, 2005.

SIRVINSKAS, L. P. **Manual de Direito Ambiental.** São Paulo. Editora Saraiva, 4º edição, 2006. p.175 a 326.

TOMAZELLI, A.C. **Estudo Comparativo das Concentrações de Cádmio, Chumbo e Mecúrio em seis Bacias Hidrográficas do Estado de São Paulo.** 2003. 126f. Dissertação (Doutorado em Ciências - Área Biologia Comparada). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

TREMBLAY, A., LUCOTTE, M.; SCHETAGNE, A. Total mercury and methylmercury accumulation in zooplankton of hydroelectric reservoirs in northen Québec (Canada). **Sci. Total Environ**., v.213, p.307-315, 1998.

TUNDISI, J. G. Distribuição Espacial, Seqüência Temporal e Ciclo Sazonal do Fitoplâncton em Represas: Fatores Limitantes e Controladores. **Rev. Brasil. Biol.,** n.4, v. 50, p. 937-955, 1990.

TUNDISI, J.G.; CHIBA, W.A.C.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; BAIO, J.A.F.; TORRES, J.C.; PASSERINI, M.D.; HAEHLING, P.H.A.V. Análise de Índice de Metais em fauna de Macro Invertebrados Bentônicos no Município de São Carlos-Sp: Sub-Bacias do Rio do Monjolinho e Ribeirão do Feijão. In:

SIMPOSIO DE ECOLOGIA, 32., São Carlos**. Anais...** UFSCAR, PPG-ERN, 2008.

TÜZEN, M. Determination of heavy metals in fish samples of the middle Black Sea (Turkey) by graphite furnace atomic absorption spectrometry. **Food Chemistry**, v. 80, n. 1, p. 119-123, 2003.

UNITED NATIONS ENVIROMENT PROGRAMME – UNEP. **Global Mercury Assessment: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport.** 2013.

VIDAL, M.S.M. **O papel da usina hidrelétrica do funil na acumulação de mercúrio.** 96 f. Dissertação (Mestrado em Geociências – Geoquímica Ambiental). Universidade Federal Fluminense, 2009.

VIEIRA, L.M.; ALHO, C.J.R. **Contaminação por Mercúrio em sedimentos e moluscos da bacia do Rio Bento Gomes, MT.** Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa, Corumbá, 2004.

VILLAS-BÔAS, R. C.; BEINHOFF, C.; DA SILVA, A. R. **Mercury in the Tapajos Basin,** CNPQ/CYTED – CETEM: Rio de Janeiro, 2001

VITEK, T.; SPURN, P.; MARE, J.; ZIKOVA, A. Heavy Metal Contamination of the Louaka River Water Ecosystem. **Acta Vet Brno**, 76, p.149-154, 2007.

WASSERMAN, J.C; HACON, S.S; WASSERMAN, M.A. O Ciclo do Mercúrio no Ambiente Amazônico. **Mundo e Vida**, v. 2, n. ½, p. 45-53, 2001.

WATRAS, A.L.; BLOOM, N.S. Mercury and methylmercury in individual zooplankton: Implications for bioaccumulation. **Limnol. Oceangr.** n.6, v.37, p. 1313-1318, 1992.

WHO Environmental Health Criteria (EHC 86). **Mercury – Environmental aspects.** Geneva, World Health Organization, 155 p. 1989.

YAN, R.; RUSTADBAKKEN, A.; YAO, H.; LARSSEN, T. FENG, X.; LIU, T.; SHANG, L.; HAUGEN, T.O. Total mercury in wild fish in Guizhou reservoirs, China. **Journal of Environmental Sciences.** v.22, n.8, p. 1129-1136, 2010.

SABRINA KERKHOFF - Engenheira Ambiental pelo Centro Universitário Dinâmica das Cataratas (UDC), licenciada em Química pela Universidade Federal da Integração Latino Americana (UNILA) e mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), atuando profissionalmente como docente de química no Instituto Federal do Paraná (IFPR). Possui experiência na área química ambiental com o desenvolvimento de pesquisas sobre bioacumulação de metais pesados na estrutura de ecossistemas aquáticos continentais, assim como aproveitamento de subprodutos da biodigestão anaeróbica como fonte de nutrientes para culturas agrícolas. Além de experiência em projetos e programas ambientais, principalmente na área de energias renováveis e desenvolvimento territorial.